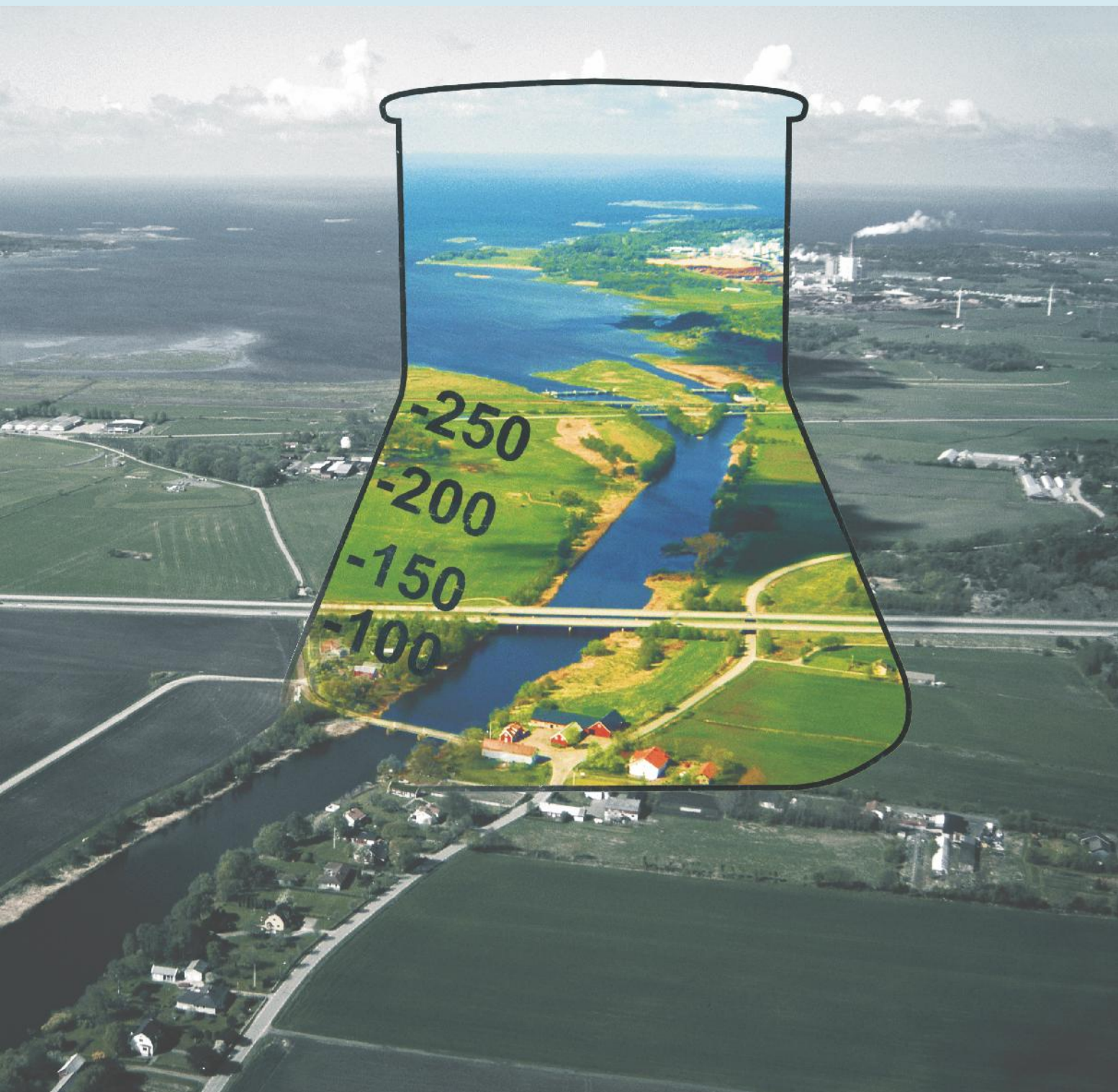




Mäta vatten

Undersökningar av sött och salt vatten

Stefan Bydén
Anne-Marie Larsson
Mikael Olsson

Stefan Bydén
Anne-Marie Larsson
Mikael Olsson

Mäta vatten

Undersökningar av sött och salt vatten

Tredje upplagan

Institutionen för miljövetenskap och kulturvård
Göteborgs universitet



Denna upplaga av Mäta vatten är slutsåld. Den pdf-version du läser nu kan läsas på skärm och kopieras, men inte skrivas ut. Författarna planerar en ny upplaga och uppskattar dina synpunkter och förslag på förbättringar. Läs mer på bokens hemsida www.matavatten.se

Förord

Boken "Mäta vatten" är, och har i olika utgåvor under tjugo år varit, en unik och värdefull handbok om vattenanalyser, tolkning av mätdata och värdering av vattenkvalitet för lärare och studerande på gymnasium och högskolor. Boken har också blivit en uppskattad resurs för handläggare på miljöförvaltningar, konsulter, studieförbund m.fl.

Denna upplaga är reviderad och aktualiserad med information och fastställda officiella standarder tillgängliga i maj 2003. Den är dessutom utökad med delar av innehållet i boken "Mäta förurning" som avsnitt om hydrologi, vilket även utökats, bottenfaunaundersökningar, mätning av nedfall och brunns- och grundvatten.

Vidare har vi kompletterat avsnitten om oceanografiska förhållanden med mer fakta och grafik. Avsnitten om organiska

ämnen har utökats. Antalet variabler med diagram och kartor har utökats från 16 till 27. Antalet bedömningsgrunder med tabeller har blivit fler.

Vi har fått god hjälp med förslag till förbättringar från kollegor och andra vänner. Vi tackar också ännu en gång alla dem som hjälpt oss med både det ena och det andra i tidigare utgåvor. I arbetet med denna utgåva har vi fått god hjälp av Åke Larsson med avsnittet om fysiologiska undersökningar på fisk. Britt-Inger Henrikson har fackgranskat avsnittet om bottenfaunan i sötvatten. Sune Rosenberg har hjälpt oss med frågor kring analysförfaranden, upprättat sakregister, granskat standardreferenser och adresser

m.m. Henry Kenamets har korrekturläst. Naturvårdsverket har hjälpt till med faktaupplysningar, referenslitteratur m.m.

"Mäta vatten" har nu begåvats med en egen hemsida (www.miljo.gu.se/matavatten), där nyheter, blanketter, errata m.m. kommer att publiceras.

Boken "Mäta vatten" är en del i utbildnings- och informationsprojektet "Vägar till vatten", som har fått stöd av bl.a. KK-stiftelsen, Stockholm Vatten, GRYAAB och VA-verket i Göteborg. Ytterligare information om projektet finns på www.miljo.gu.se/watermeasure.

Göteborg i juni 2003

Anne-Marie, Mikael och Stefan

Omslag: Viskans utflöde i Kattegatt med motorväg, järnväg, skogsbruk, jordbruk, vattenreglering och processvattenintag (Värö bruk). Publicerad med tillstånd från Försvarmakten, Södra militärdistriktet.

MÄTA VATTEN - UNDERSÖKNINGAR AV SÖTT OCH SALT VATTEN. Tredje upplagan 2003

© Stefan Bydén, Anne-Marie Larsson, Mikael Olsson

Avdelningen för tillämpad miljövetenskap och Avdelningen för oceanografi, Göteborgs universitet

Omslagsfoto: Mikael Olsson

Bildbehandling omslagsbild: Mårten Bydén

Layout: Stefan Bydén

Lexikografi om haven runt Sverige, sidorna 38-39: Roland Thorbjörnsson

Figur 3, 5, 166 (delvis), 175, 176, 177, 179, 182-185 samt djurill. på sidorna 122-126: Calle Bergil,

figur 164: Cynthia O'Brien,

övriga figurer: Stefan Bydén

www.miljo.gu.se/matavatten

ISBN 91 88376 22 2 Inst. för miljövetenskap och kulturvård

Tryck: Bohuslän'5

Innehåll

Varför mäta i sjöar, vattendrag och kustnära havsområden?	4	Årstidsvariationer av kväve, fosfor och syrgas	68
Uppläggning av en undersökning	5	Förhållandet mellan kväve och fosfor	69
Provtagning och hantering av prov	6	Arealförluster av kväve och fosfor	70
Vad går att mäta?	8	Retention	71
Tidigare mätvärden och annan bakgrund	9	Kisel	72
Kvalitetssäkring	10	Fluorid	73
Variabler och enheter	11	Totalhårdhet	74
Kartor och geografiska data	12	Klorid	76
Checklista för omgivningsfaktorer	13	Sulfat	77
Övervakning av vattenkvalitet	14	Järn	78
Övervakning av hav	15	Mangan	79
Sveriges nederbörd, avdunstning och avrinning	16	Aluminium	80
Värme, vatten, is och snö	18	Koppar	81
Nedfall av luftföroreningar	20	Tungmetaller	82
Vattendragens flödesvariation	22	Vattenmossa och metallkoncentrationer	85
Mäta vattenföring	23	Sediment	86
Sjövatten är sött	24	Organiska ämnen	88
Koncentrationer i svenska sjöar	25	Biologiska analyser	92
Havsvatten är salt	26	Provtagning och hantering av biologiska prov	94
Jonbalans i sjöar	28	Vattenväxter – utbredning, täckningsgrad	95
Jonbalans i hav	29	Mängd "organiskt material", biomassa	96
Vattenomsättning i sjöar	30	Dykinventering av växter och djur	98
Cirkulation eller ej	33	Påväxt i havsmiljö	99
Havsvattnet är i ständig rörelse!	34	Påväxt i rinnande vatten	99
Undersökning av grund-, brunn- och markvatten	40	Växt- och djurplankton	100
Konduktivitet och salthalt	42	Primärproduktion	102
Färg, gulämne, absorbans	44	Klorofyllmätningar	103
Suspenderat material	45	Provfiske	104
Siktdjup	46	Bakterier och mikrosvampar	110
Ljus	47	Några miljöindikatorer	112
Temperatur	48	Toxicitetstester	114
Turbiditet (grumlighet)	48	Fysiologiska hälsoundersökningar på fisk	116
Kolsyrasystemet	49	Badvattenkvalitet och badvattenprovtagning	117
pH-värde	50	Bottenfauna	118
Alkalinitet	52	Vad säger krypen?	120
Bedömningsgrunder för pH och alkalinitet i sötvatten	53	Bestämningsschema för vattenlevande smådjur	122
Syrgaskoncentration	54	Beskrivning av vattenlevande smådjur	124
Anoxisk miljö	55	Atomvikter	127
Biokemisk syrgasförbrukning, BOD	57	Rapport	128
Kemisk syrgasförbrukning, COD	58	Diagram	129
Totalt organiskt kol, TOC	59	Svensk Standard, vattenundersökningar	130
Kväve	60	Adresser	131
Nitrit	60	Litteratur	132
Nitrat	61	Sakregister	134
Ammonium	62		
Totalkväve	63		
Fosfor	65		
Totalfosfor	65		
Fosfat	66		

Varför mäta i sjöar, vattendrag och kustnära havsområden?

Tillförlitliga mätningar av lämpliga storheter i sjöar, vattendrag och kustnära havsområden "tar tempen" på tillståndet i vattenområdet. För att spåra förändringar av tillståndet behövs återkommande mätningar under flera år. Flera av de variabler som bidrar till att ange vattenområdets tillstånd varierar med årstiden, varför en enskilda mätning om året ofta är otillräckligt.

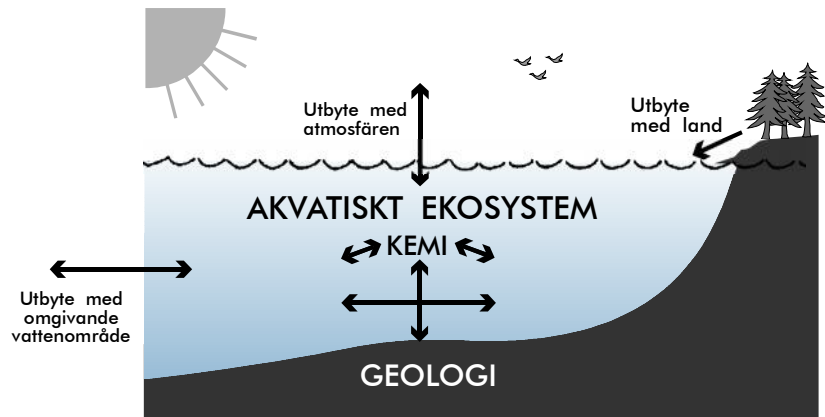
Om förändringar ska sättas i relation till utsläpp och nedfall i nederbördsområdet, måste man också mäta eller beräkna flöden inom detta område, liksom vattenvolymer och omsättningstider. På så sätt kan man få information om t.ex. under året totalt transporterade mängder av substanser som är av betydelse för vattenkvaliteten, dels inom vattenområdet, dels in till och ut från vattenområdet.

Först med denna information blir det möjligt att bedöma effekterna av utsläpp som påverkar det aktuella vattenområdet.

Beskrivning av ett akvatiskt ekosystem, för att t.ex. bedöma ett vattenområdes tillstånd eller kapacitet som recipient, kräver att man tar hänsyn till alla de olika typer av processer som ger varje ekosystem dess karaktäristiska egenskaper. I figur 1 visas schematiskt hur fysiska, kemiska, biologiska och geologiska processer tillsammans med utbytet mellan sjö/hav-atmosfär-land och omgivande vattenområde bestämmer det akvatiska ekosystemets karaktär.

Denna bild måste man alltid ha i åtanke när man planerar provtagning i ett vattenområde. Hur provtagningen till slut genomförs bestäms oftast av de resurser som finns att tillgå, men man bör alltid eftersträva att mäta någon variabel i varje typ av delprocess.

Om de mätningar som utförs ska kunna användas i framtiden för bedömning av långsiktiga förändringar, t.ex. olika slag av indikationer på den pågående övergödningen (eutrofieringen) eller försurningen, ställs höga krav på att de använda mätmetoderna är standardiserade och att de tillämpas noggrant och dokumenteras väl. Se "Handbok för Miljöövervakning" eller gällande svenska och internationella standarder på SIS (www.sis.se)



Figur 1. Sambanden mellan delprocesser i ett akvatiskt ekosystem.

Tabell 1. Exempel på handledningar för vattenundersökningar från "Handbok för miljöövervakning", vilken finns utgiven på Naturvårdsverkets hemsida www.naturvardsverket.se. Andra handledningar finns på de uppslag där de passar bäst.

Undersökningstyp	Programområde
Lokalbeskrivning	Sötvatten
Vattenkemi i sjöar	Sötvatten
Vattenkemi i vattendrag	Sötvatten
Ytvattenkemi, typområden	Jordbruksmark
Ytvattenkemi i skogsbäckar inkl. vattenföringsmätningar	Skog
Hydrografi och närsalter	Kust och Hav
Lågfrekvent hydrografi och närsalter	Kust och Hav

Uppläggning av en undersökning

Bestäm först vad du verkligen behöver veta. Är det t.ex. en brandkårsutryckning för att försöka få reda på vad som tagit död på fisken, en inventering av nuläget på försurningsområdet, en studie av orsaker till bottendöd i en havsfjord eller är syftet att följa upp om åtgärder som vidtagits inom jordbruket för att minska näringsämnesläckaget ger någon effekt på vattenmiljön? Bestäm sedan optimalt urval av variabler, hur många mätpunkter det behövs och hur ofta proven behöver tas. Ta sedan reda på vilken analysutrustning och vilka resurser i tid och pengar som står till förfogande. Banta därefter ditt program till vad du har råd med.

En viktig avvägning är den mellan antalet provtillfällen och antalet provpunkter. Har man att göra med variabler som varierar mycket över året, t.ex. näringsämnen, behövs flera provtillfällen för att kunna göra budgetberäkningar med statistisk noggrannhet. Många gånger går det att kombinera så att det flera gånger under året tas prov i ett mindre antal punkter och en gång om året görs en inventering av ett större antal punkter. Många kalkningsövervakningsprogram är upplagda på detta sätt.

Om målet för ett mätprogram huvudsakligen är att bestämma transporten och spridningen av en förorening eller områdets belastningskapacitet, är det bättre att satsa tid och pengar på att bestämma vattenomsättningen så bra som möjligt än att göra intensiva insatser för att mäta vattenkvaliteten.

Egenskaper hos ett utvalt vattenområde styrs ofta av någon eller några speciella faktor(er), t.ex. djupförhållanden, tillflöden eller skiktning. Börja med att tänka ut vilken/vilka faktor(er) som är avgörande för det aktuella området. Salthalt och syrgas karaktäriserar ofta ett kustnära havsområde och talar om hur området mår.

Råd om hur man lägger upp en undersökning återfinns i "Handbok för miljöövervakning" och "Vattenrecipientkontroll vid skogsindustrier", Allmänna Råd 94:2, från Naturvårdsverket, samt i "Handbok för kustundersökningar", Kustrapport 1992:4 från Fiskeriverket.

System Aqua

I System Aqua bedöms vattenobjekt som är en sjö, delbassäng av en sjö eller ett vattendrag. Går ett vattendrag genom en sjö, räknas inte sjön in i vattendraget utan som ett eget objekt. Vattendragen bör vara längre än 5 km och utgöra en strömordningsenhet (enligt Strahler och utgående från Röda kartans vattendrag).

Identifiering och karaktärisering

När ett objekt är identifierat görs en karaktärisering, där uppgifter samlas om;

- ♦ avrinningsområdets höjdskillnader och vattendragets strömordning,
- ♦ vattendragets längd, inventerad längd och lutning,
- ♦ sjöns yta, höjd över havet, medel- och maxdjup, volym, omsättningstid, strandlängd och inventerad strandlängd,
- ♦ markanvändning och vegetationstyper i närmiljön och hela avrinningsområdet,
- ♦ sjöandel och höjdförhållanden i avrinningsområdet,
- ♦ strömtyper/fluviäl former i vattendragsobjekt,
- ♦ sjöstrandens flikighet,
- ♦ botten typer och vegetationsformer i objektet.

Värdering

I System Aqua bedöms avrinningsområdets naturlighet utifrån fysiska ingrepp, kemisk påverkan och markanvändning.

Objekten (sjöar eller vattendrag) bedöms utifrån rariteten hos växter, ryggradslösa djur, fisk, fågel eller grod-, kräl- och däggdjur. Dessutom bedöms naturligheten utgående från bestående ingrepp, påverkan på flödet/vattenståndsreglering, markanvändning i närmiljön, vattenkvalitet, främmande arter, förändring av flora och fauna samt fragmentering (vattendrag). Behövs ett utslagsgivande kriterium används artrikedom hos grupperna makrofytter, bottenfauna, fisk och växtplankton. System Aqua beskrivs i rapport 5157 från Naturvårdsverket.



Figur 2. Innan ett undersökningsprogram läggs upp finns en del att fundera över för att resultatet ska bli så användbart som möjligt.

Provtagning och hantering av prov

Vid all vattenanalys är det viktigt att tänka på att själva provtagningen är den första och viktigaste förutsättningen för ett gott resultat. Tidpunkter för provtagningarna och provtagningspunkterna måste planeras noga och vattenprovtagningen måste ske med stor omsorg. För utförligare anvisningar, se "Recipientkontroll vatten – Metodunderlag", Rapport 3075 (sökväg i www.naturvardsverket.se: "Metodunderlag Rapport 3075"). Uppgifter om minsta provvolym, eventuell konservering, hantering och längsta lagringstid finns i "Vattenundersökningar – Förteckning över svensk standard (SIS 10)" som dock är upphävd sedan 6/11 2002.

Vattendrag

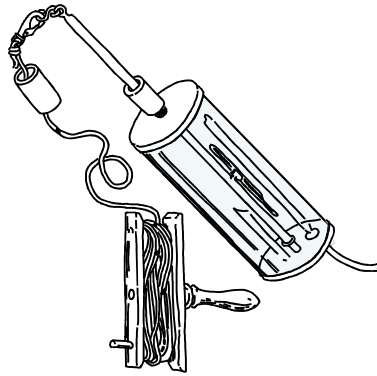
Vid provtagning i vattendrag är det praktiskt att välja provtagningsstation där en väg korsar vattendraget. Provet tas uppströms bron.

Prov från sjöar

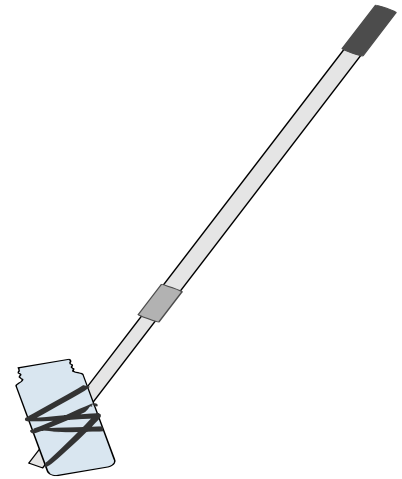
I sjöar varierar förhållandena på olika djup. Temperatursprångskiktet är ett särskilt hinder för vattenmassorna att blanda sig. Vid provtagning är det därför viktigt att veta om provet tas ovanför, i eller under språngskiktet. Hur väl utbildat ett sådant skikt är och på vilket djup det befinner sig är en viktig information vid tolkningen av data. Naturvårdsverket har också utfärdat rekommendationer för fasta provtagningsdjup vid sjöprovtagning. Se figur 6. Om man bara har möjlighet att ta ett vattenprov i en sjö, är det lämpligast att detta tas på två meters djup mitt i sjön. Vill man bara ha ett någorlunda representativt prov från en sjö, kan man ta det direkt i en flaskka i utloppet.

Havsprov

Provtagning i havet kräver oftast båt och kan därmed bli dyrbar. Allt från en liten roddbåt för grunda strandnära undersökningar till större forskningsfartyg för öppet hav kan behövas. Broar, bryggor, färjor eller fast havsis är exempel på andra platt-



Figur 3. Ruttnerhämtare.



Figur 4. Bäckvattenhämtare.

formar för provtagning i havet. Om man har möjlighet att besöka flera provtagningsstationer, bör dessa placeras i en sektion från den inre strandnära delen av området ut mot dess öppning mot havet. Proven bör tas både från yt- och djupvatten, dvs. både över och under eventuella språngskikt (halokliner och termokliner).

Provtagningsteknik

För att få prov från större eller bestämda djup är användning av speciella vattenhämtare nödvändig, t.ex. Ruttnerhämtare. I en sådan sitter det oftast en termometer, vilken kan ge information om provet är taget över eller under ett eventuellt språngskikt.

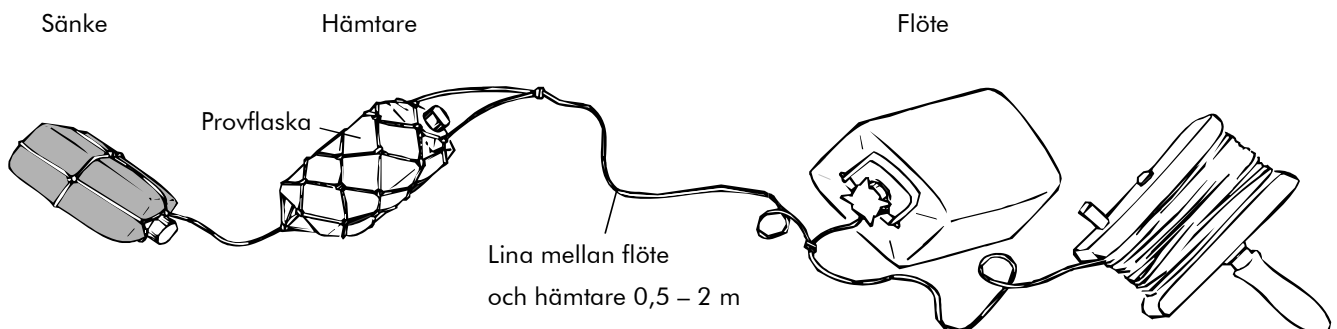
För bakteriologisk provtagning gäller särskilda förhållningskrav: provflaskor och annan provtagningsutrustning ska vara steril och åtgärder ska vidtas för att minimera infektionsrisken. Ett vanligt förfarande är att en provflaska av glas sänks ned i vattnet med hjälp av en steriliserad ståltråd virad runt flaskhalsen.

Bäckvattenhämtare

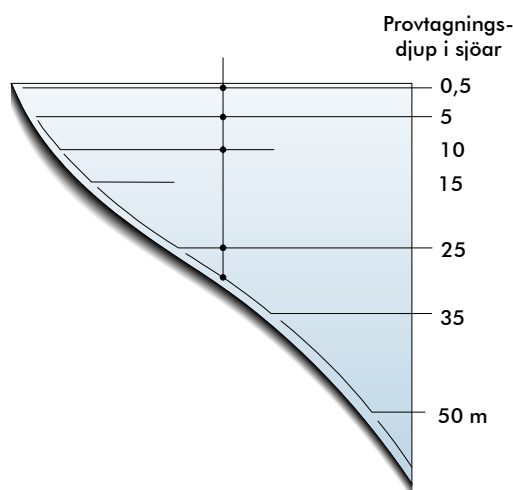
Vid provtagning i mindre vattendrag kan arbetet underlättas genom en armförlängare, en pinne eller teleskopstav med en fastjepad burk i ändan (45° vinkel) eller en hållare där provflaskan kan fästas.

Kastvattenhämtare

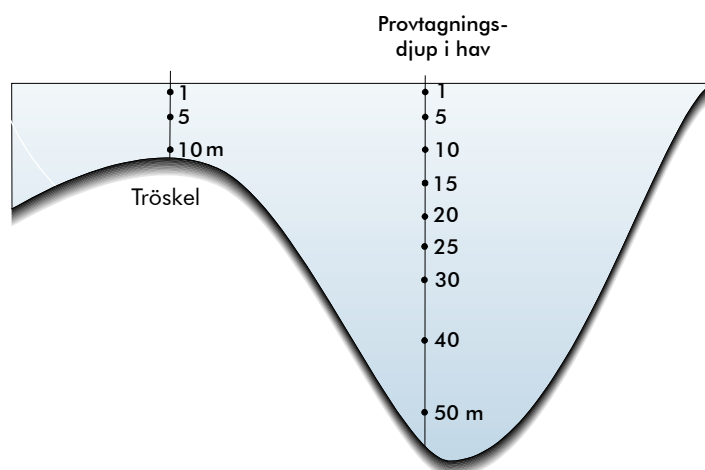
För provtagning i små eller otillgängliga vatten kan en kastvattenhämtare ersätta Ruttnerhämtaren. En sådan kastvattenhämtare konstrueras t.ex. av en hållare för flaskan med ett sänke, ett flöte och lina. Hållaren kan tillverkas av böckade bandjärn av lämplig metall (en som inte ska mätas) eller en nätkasse knuten i lämplig storlek. Plexiglas går också att använda, men det tål inte hårdare törnar. Lämpligt provtagningskärl är enliters polyetenflaska. En tyngd på 1,5 till 2 kg fästs i botten på hållaren. För att slippa korrosion och metallutlösning kan tyngden gjutas in i epoximassa. Ett alternativ är en grusfylld flaskka. På lämpligt avstånd från flaskan (max 2 m) fästs ett flöte. Det hela avslutas



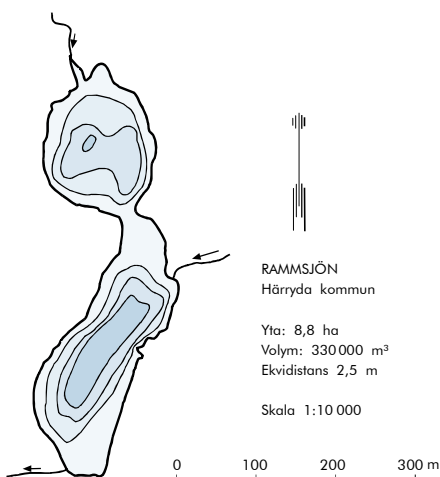
Figur 5. Kastvattenhämtare.



Figur 6a. Fasta provtagningsdjup i sjöar ner till 50 meters djup enligt Naturvårdsverkets "Metodhandbok vatten". Provtas på de nivåer som markeras av linjer i figuren. Provtas t.ex. inte på 15-metersnivån om djupet vid punkten är större än 25 m.



Figur 6b. Standarddjup enligt SMHI:s rutinprovtagningar i haven runt Sverige. På djup större än 100 m tas prov var 50:e m ner till 200 m och därefter var 100:e m. Dessutom tas alltid ett prov så nära botten som möjligt.



Figur 7. Vid en provtagning i en sjö är det inte bara provtagningsdjupet som är betydelsefullt. En sjö kan vara uppdelad i olika vattenmassor liksom Ramsjön ovan. Om det är stor skillnad mellan de vatten som tillförs via de två tillflödesbäckarna, får den övre delen av sjön en annan vattenkvalitet än den nedre. Karta ur: "Försurningsläget i sjöar och vattendrag. Del 2", Göteborgsregionen 1980.

helst med en vinda för linan, för att undvika trassel vid utkastande och inhalande.

Kastvattenhämtaren ger en viss inblandning av ytvatten, och om stränderna är grunda kan det vara svårt att nå tillräckligt långt ut.

Hantering av prov

Vatten för analys på laboriet tas hem i välfyllda flaskor av t.ex. ofärgad polyeten. Provvattnet bör vid fyllningen ha minsta möjliga kontakt med luften. Flaskorna sköljs med provvatten och fylls till brädden. Vid fyllning av provflaskor för syrgas-

analys och pH får inga luftbubblor finnas kvar på flaskans vägg.

Flaskorna bör under transport och vid lagring på lab förvaras svalt och mörkt. Analyserna bör ske så snart som möjligt efter provtagningen. Vissa analysresultat är mycket beroende av kort tid mellan provtagning och analys. (Se metodbeskrivningen i resp. svensk eller internationell standard eller den analyshandbok du använder.)

Det är av stor vikt att provtagningsflaskor är rena och fria från metall- och saltrester. Om diskmedel används, ska detta vara av laborietyp, fosfatfritt och surt. Bäst är att syratvätta allt som kommer i kontakt med provvattnet, t.ex. med 0,1 M saltsyra. Flaskorna ska sköljas väl flera gånger i destillerat/avjoniserat vatten.

Om provvattnet ska användas för analys med hjälp av atomabsorption och andra högkänsliga metoder, krävs speciell rengöring. Beskrivning av sådant förfarande finns i "Rekommendationer för provtagning och analys av spårmetaller i naturvatten" av Borg, H. m.fl., Naturvårdsverket PM 1918. Vid provtagning för senare analys av tungmetaller måste vattenhämtaren ha eventuella metalldelar överdragna med plast.

Konservering av prov

Vissa prov, t.ex. för metallanalys, konserveras i samband med provtagningen. Järn, mangan, aluminium, fosfat-fosfor och totalfosfor konserveras med 1 ml svavelsyra (4 mol/l) per 100 ml prov. Prov som

ska analyseras på metaller med atomabsorptionsteknik konserveras med salpetersyra, 1 ml (7 mol/l) per 100 ml prov vid flammanalys eller 0,5 ml (konc.) per 100 ml prov vid analys i ugn. Konservering av prov för analys av näringsämnen rekommenderas inte. (Se även under respektive ämne i denna publikation.)

In situ

Några variabler går bra att mäta genom att en mätcell sänks ner till olika djup. Man mäter variabeln in situ (på plats). Mätdata kan lagras internt i mätcellen eller sändas via kabel till ett avläsningsinstrument ovanför vattenytan. Salthalt och syrgas är exempel på variabler som går att mäta in situ.

Standard

Se även SIS- och Europastandarder:

Vattenundersökningar – Följesedlar för provtagning av dricksvatten och badvatten (SS 02 81 68) 1990-09-12

Vattenundersökningar – Provtagning av naturvatten för bestämning av spårmetaller (SS 02 81 94) 1988-05-20

Vattenundersökningar – Provtagning – Del 1: Riktlinjer för utformning av provtagningsprogram (SS-EN 25 667-1) (ISO 5667-1:1980)

Vattenundersökningar – Provtagning – Del 2: Riktlinjer för provtagnings-teknik (SS-EN 25 667-2) (ISO 5667-2:1991)

Vad går att mäta?

Det finns mängder av metoder för att bestämma olika kemiska, fysikaliska, biologiska och geologiska variabler, ofta flera metoder för samma variabel. Det har framför allt varit en utveckling mot metoder där elektroniken tagits till hjälp och mot metoder som är rationella vid mätningar i långa serier.

De metoder som beskrivs i denna skrift kan delas in enligt följande:

- Direkta elektriska metoder
- Elektrokemiska metoder (jonselektiva elektroder)
- Fotometriska metoder (mätning av absorption av ljus vid specifik våglängd)
- Titrimetriska metoder
- Biologisk-kemiska metoder
- Biologiskt statistiska metoder

Följande metoder kräver relativt dyrbar utrustning och är därför inte så vanliga på drift- och skollaboratorier:

- Gas- och vätskekromatografi
- Atomabsorptions- och flamspektrofotometri
- Flow Injection Analysis (FIA)
- ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry)
- ICP-OES (optisk emission)

Dessa metoder är framtagna för att öka analyskänsligheten eller för att rationalisera rutinmätningar.

De flesta variablerna går att analysera med flera olika metoder, och vilken man bör välja bestäms av vilken typ av prov man har, behovet av känslighet, hur många prov som ska mätas och hur många variabler som ska analyseras, samt ekonomiska resurser. Vissa av analysmetoderna går också att använda i kontinuerligt eller intermittent registrerande mätsystem.

Standardiserade mätmetoder

Standardiseringen i Sverige, SIS, har utfärdat metodanvisningar, Svensk Standard, SS, för de flesta variabler. Dessa finns på SIS hemsida (www.sis.se) och är listade på sidan 129 i denna bok. På senare år har arbetet med att skapa gemensamma normer för Europa resulterat i att många äldre SS-normer nu ersätts med EN-normer. I mer officiella sammanhang, som i kontrollprogram och recipientkontroll enligt miljöbalken, måste nästan alltid SIS- eller EN-metodik användas. Metodbeskrivningar och arbetsgång enligt dessa är i allmänhet mycket detaljerade. Standarder finns även för många fysikaliska och biologiska metoder. Utöver SIS finns också Na-

turvårdsverkets BIN-normer (Biologiska InventeringsNormer) för ett antal vatten-, sediment- och biologiska provtagnings- och analysmetoder. (Se SNV Rapport 3108 och 3109.) BIN-normernas hittillsvarande officiella status kommer sannolikt att förändras.

Naturvårdsverket kan i vissa fall acceptera att icke standardiserade metoder används, t.ex. automatiserade, mer avancerade eller förenklade metoder. Anvisningar för hur en sådan jämförelse ska genomföras, bedömas och dokumenteras framgår av "Jämförelse av analysmetoder – En handledning" (Naturvårdsverket, Rapport 3844).

Snabbanalysatser

För kemiska analyser kan också s.k. snabbanalyser med portionsförpackade analyskemikalier användas. Dessa ingår ofta i analysystem med utförlig handbok av typen steg-för-steg. Till systemet hör också förprogrammerade spektrofotometrar, fotometrar, m.m. Det finns flera tillverkare av sådana analysystem. HACH, MERCK och Dr Lange är de vanligaste i Sverige. Det har även kommit vakuumsatta glasampuller med kemikalier för jämförelse med färgskala eller spektrofotometeranalys. Sådana ampuller finns bl.a. från HACH. För detaljinstruktioner om analysförfarande hänvisar vi till Svensk Standard och respektive analysystem.

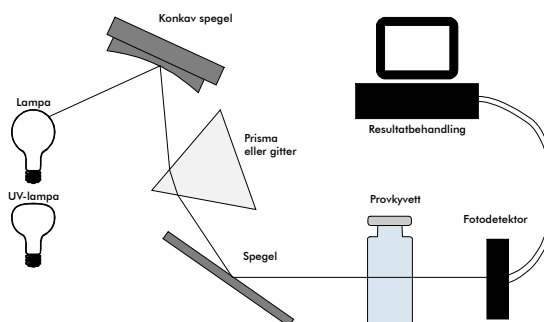
I undervisningssammanhang mäter man oftast i korta serier, och då är det rimligt att välja metoder som är lätta att förstå och utföra och där felkällor minimeras.

Vid val av metod försöker vi också undvika (arbets)miljöfarliga reagens och metoder.

Vid en jämförelse mellan t.ex. COD-analys enligt Svensk Standard (SS) och metoder med färdigberedda ampuller (HACH och Dr Lange) visades att ampullmetoderna hade en avvikelse i jämförelse med resultaten från SS med upp till tio procent. Det visade sig dock också att personer som var ovana vid SS-metoden fick större avvikelse med denna metod (Naturvårdsverket PM 1217).

Denna iakttagelse anser vi av erfarenhet att man kan generalisera till att gälla de flesta metoder, dvs. att de standardiserade metoderna kräver erfarenhet som bara rutinemässigt bruk kan ge, medan snabbanalysmetoderna är särskilt användbara för "då-och-då-mätningar". De senare metoderna är vanligt förekommande vid driftkontroller i reningsverk, industrier m.m. och inte minst i undervisningssammanhang.

I Naturvårdsverkets Rapport 3745 från 1990, "Snabbtester för analys av avloppsvatten", har ovanstående metoder jämförts och felkällor, anvisningar m.m. diskuterats. Slutsatsen är bl.a. att snabbatserna bedöms som relativt säkra och noggranna. Avsikten bör inte vara att ersätta noggrannare laboratorieanalyser, men att komplettera dessa och möjliggöra fler analystillfällen. (Se också ovan nämnda Rapport 3844 från Naturvårdsverket.)



Figur 8. Principen för en spektrofotometer. En ljusstråle får gå genom ett prov och mängden genomsläppt ljus mäts av en fotodetektor. Ljusstrålens färg (våglängdsområde) regleras genom ett prisma, gitter, färgskiva eller dylikt för att passa den analys som ska utföras.

Tidigare mätvärden och annan bakgrund

När man analyserar vatten och vattenområdets egenskaper får man värden på statusen vid provtagningstillfället. Eftersom syftet ofta är att undersöka om någon förändring inträffat, behöver dessa värden relateras till något. Tidigare insamlade mätvärden eller normalvärden för denna typ av vatten är då betydelsefulla.

Många har under årens lopp mätt vattenkvaliteten. Exempel på organisationer som mäter eller låter mäta är staten, länsstyrelser, kommuner, vattenvårdsförbund, konsulter, forskningsinstitutioner, undervisningsinstitutioner, miljögrupper, fältbiologer och fiskevårdsområden. Ofta har samordningen varit dålig mellan dessa mätningar, men på senare år har detta förbättrats bl.a. genom initiativ från länsstyrelserna genom något av de många vattenvårdsförbunden. Länsstyrelsen eller kommunen är ett bra ställe att börja söka efter mätdata, även om de inte har fått information om allt som mäts i våra vatten.

Vattenförbund eller vattenvårdsförbund har inrättats i de flesta större vattenområden. Deras syfte är till en del att samordna recipientkontrollen för de verksamheter som blivit ålagda att mäta hur deras utsläpp påverkar miljön. Resultaten brukar vanligtvis sammanställas i en årsrapport.

Många gånger är lokalbefolkningen en ovärderlig källa när det gäller att spåra orsakerna till svårförklarade mätresultat och för att beskriva områdets tidigare "miljöhistoria". En lokal naturskyddsförening eller miljögrupp kan ofta ge värdefull information. Lokaltidningen har kanske skrivit någon tidningsartikel om området?

Kontakta också i förekommande fall fiskevårdsområdet eller sportfiskeföreningar.

Bedömningsgrunder

För att samordna värderingen av mätresultat har Naturvårdsverket tagit fram "Bedömningsgrunder för miljökvalitet", bl.a. för sjöar och vattendrag (Rapport 4913), kust och hav (Rapport 4914) och grundvatten (Rapport 4915). De bedömningsgrunder som är relevanta för vatten finns återgivna i denna skrift. Även normalvärden från dessa skrifter finns återgivna liksom kartor och frekvenstabeller från riksinventeringsdata (se sidan 25).

Tolkningshjälp

Datoriserade s.k. expertsystem kan vara till hjälp vid bedömning av och beräkningar kring undersökningar av vatten. Programmen innehåller gränsvärden och annan bakgrundsinformation. Naturvårdsverkets "Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag" (Rapport 4913) används som underlag för ett sådant expertsystem, som nu utarbetas i ett samarbete mellan Avdelningen för tillämpad miljövetenskap vid Göteborgs universitet, Institutionen för informationsvetenskap vid Uppsala universitet och Naturvårdsverket.

Vattenväktare

Sedan början av 1990-talet bedrivs ett omfattande skolprojekt under namnet "Coastwatch Europe" (www.coastwatcheurope.org), på svenska "Naturväktarna Kust", där skolklasser inventerar 500 meter strandremsa. 2002 är ett tjugotal europeiska länder med. Genom standardiserade undersökningsprotokoll, planering och efterföljande databearbetning jämförs skolklassers inventeringsresultat med varandra och även med andra europeiska länder. Världsnaturfondens WWF Naturväktarna (www.naturvak-tarna.wwf.se), med placering i Göteborg, administrerar detta och mot en mindre avgift kan man beställa protokoll och en svensk rapport. Resultaten sammanställs och publiceras i årliga rapporter som presenteras för EU, miljöministerna m.fl.

Det finns också ett väktarprogram för sjöar och vattendrag med liknande uppläggning. WWF har också skog- och ekoväktare.

För inventering har Vattenmiljögruppen i Sportdykarförbundet (www.smf.su.se/ VMG) framställt protokoll.

Tabell 2. Databasvärdar för den nationella miljöövervakningen

Grunddata ska göras tillgängliga hos databasvärdarna, bl.a. fritt via Internet. Tillgängligheten via Internet varierar i dagsläget (2003), men målsättningen är att alla databasvärdar ska kunna erbjuda denna service. Bearbetade data kan finnas tillgängliga via Naturvårdsverket, som kan träffa olika typer av specifika avtal med respektive databasvärd.

Databasvärd	Typ av data
SMHI	Oceanografiska och atmosfärskemiska data
SGU	Grundvattenkemi
IVL Svenska miljöinstitutet AB	Luftföroreningar
IVL Svenska miljöinstitutet AB	Miljögifter och metaller i biologiskt material
Sveriges lantbruksuniversitet,	
Inst. för miljöanalys	Kemiska och biologiska mätningar i sötvatten (ej fisk)
Inst. för markvetenskap	Näringsämnen i yt-, dränerings- och grundvatten
	Metaller och näringsämnen i mark och gröda
Stockholms marina forskningscentrum	Marina biologiska data
Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet	Fisk

Kvalitetssäkring

Ackreditering av laboratorier

Vid all miljöövervakning är det viktigt att kunna lita på mätvärdena. Vid obligatorisk kontroll av vatten enligt miljöbalken föreskriver Naturvårdsverket att analysen ska utföras av ackrediterat laboratorium enligt "Lagen om kontroll genom teknisk provning och om mätning". Ett laboratorium som håller tillräcklig kvalitet kan ackrediteras av Styrelsen för teknisk ackreditering, SWEDAC. SWEDAC kontrollerar också att kvalitet, rutiner och dokumentation m.m. fortlöpande motsvarar ackrediteringskraven.

I "Kontroll av vatten vid ackrediterade laboratorier", Naturvårdsverket Allmänna Råd 90:14, föreskrivs när ackrediterat laboratorium ska anlitas och vilka kunskapskrav som ska ställas på den som utför provtagningen. Dessa senare krav är utformade som förslag till två tvådagarskurser för provtagning i utsläpp respektive recipienter.

Analyserna får utföras av verksamhetsutövaren om denne har tillräcklig kunskap, men denne blir då också ansvarig för att kvaliteten upprätthålls.

Egenkontroll

För att kunna lita på sina värden bör varje laboratorium ha någon form av egenkontroll. Ett sätt är att vid varje analystillfälle även analysera en speciell kontrolllösning med förutbestämd koncentration. Värdena från dessa prov avsätts sedan i ett kontrolldiagram, där precisionen, dvs. hur stora de tillfälliga felen är, kan kontrolleras. Även systematiska fel avslöjas på detta sätt.

Tillfälligt fel, uttryckt som standardavvikelse, bör vara mindre än 5 procent av analysresultatet eller mindre än 25 procent av den detektionsgräns som är angiven för analysmetoden. Det största av de två värdena gäller som begränsning.

Systematiskt fel bör vara mindre än 10 procent av analysresultatet eller mindre än 50 procent av kravet på detektionsgränsen. Det största värdet gäller.

Om dessa betingelser är uppfyllda, ska analysresultaten i de flesta fall (95 procent) inte avvika mer än 20 procent från det antagna sanna värdet. Nära detektionsgränsen kan avvikelser bli i samma storleksordning som denna.

Mer om intern kvalitetskontroll kan du läsa i "Intern kvalitetskontroll, Handbok för vattenlaboratorier", Naturvårdsverket Rapport 3372, 1987, och i den mer utförliga "Handbok i intern kvalitetskontroll på vattenlaboratorier", Naturvårdsverket PM 1866, 1984. Generell kvalitetskon-

troll i samband med miljökontroll beskrivs i Naturvårdsverkets Allmänna råd 92:1 "Kvalitetssäkrad miljökontroll. Handbok i kvalitets-säkring". Kvalitetssäkring inför upphandling av miljöövervakningstjänster beskrivs detaljerat med checklistor i "Handbok för Miljöövervakning", utgiven av Naturvårdsverket. Den finns endast i webversion på www.naturvardsverket.se.

Blind- och dubbelprov

Blindprov är viktiga för att bevaka renheten hos kemikalier, såväl som föroreningar av prov från provtagningsskärl och utrustning. Blindprov kan göras genom att avjoniserat vatten fylls på var tionde provflaska, vilka sedan behandlas som övriga prov. Detta kan även göras i fält. Provhämtaren kan även utsättas för blindprov genom att den fylls med avjoniserat vatten som sedan behandlas som ett prov.

Dubbelprov eller helst trippelprov tas för att bevaka reproducerbarheten hos analyserna. Ett enkelt dubbelprov är att dela provmängden i två eller flera lika stora delar som analyseras på samma sätt. Att ta prov på samma ställe men vid olika tidpunkter ger ett mått på temporära variationer. Dubbelprov tagna i olika snitt men vid samma

tidpunkt ger information om rumsliga variationer.

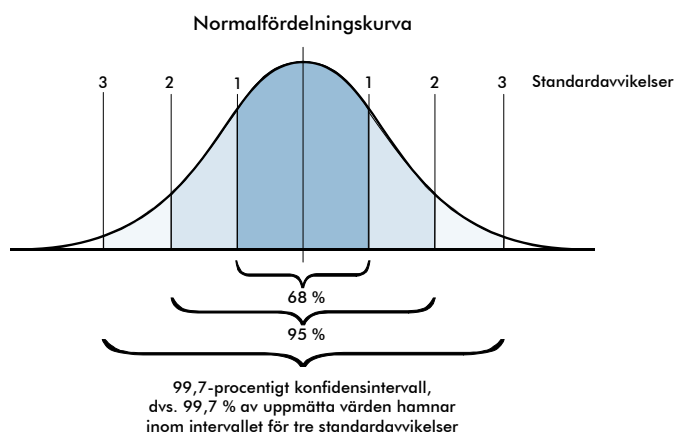
Kontrollprov

Ett kontrollprov utförs så att ett prov delas i fyra delar och tre av dessa delprov tillsätts olika men kända mängder, "spikas", av de variabler som ska bestämmas. Detta avslöjar systematiska fel i analysmetoden. (Dessa frågor behandlas utförligt i Naturvårdsverkets "Metodhandbok Vatten".)

Re-termer

För att vara riktigt nöjd ska man i sin laborativa verksamhet ha hög repeterbarhet, hög replikerbarhet och hög reproducerbarhet.

- ♦ Repeterbarhet beskriver variationen mellan upprepade mätningar av samma prov på samma laboratorium.
- ♦ Replikerbarhet beskriver variationen mellan replikat (dubbel- och trippelprov).
- ♦ Reproducerbarhet beskriver variationen mellan mätningar av samma prov enligt samma metodbeskrivning vid samma eller olika tidpunkt, men på olika laboratorier och av olika personer. Detta brukar testas genom s.k. interkalibrering.



Figur 9. Efter ett stort antal mätningar på samma prov kommer resultaten att fördela sig enligt normalfördelningskurvan. Standardavvikelsen är medelvärdet av observationernas avvikelse från alla observationers medelvärde. Standardavvikelsens storlek talar om inom vilket intervall vi med viss sannolikhet kan anta att det sanna värdet ligger. Standardavvikelsen (s) beräknas enligt:

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

där
n är antalet värden
x är värdet
 $\bar{m}$ är medelvärdet

Variabler och enheter

Ibland uppstår diskussioner om innebörden av begreppen parameter, variabel och det i svenska sammanhang relativt nya begreppet determinand. I "Mätbladet" 16/94 som utgives av Naturvårdsverket går dessa begrepp igenom. Där visas att en variabel består av determinand, provobjekt, enhet och parameter. Exempel på detta återfinns i tabell 3.

Det finns inga gemensamma överenskommer om vilka enheter som ska användas när man mäter olika variabler. SIS anger i Svensk Standard vilken enhet resultatet ska beskrivas i. Denna rekommendation följs dock inte alltid, och vid jämförelse av data från olika källor måste man därför ofta räkna om en enhet till en annan. Biologer, kemister, oceanografer och VA-tekniker använder ofta av tradition olika enheter.

Koncentrationen av ett ämne löst i naturvatten anges vanligen antingen i $\mu\text{g/l}$, mg/l , μM , mmol/m^3 eller ppb . Gaser lösta i vatten anges vanligen i mg/l , ml/l , ppm eller mmol/m^3 .

För vissa ämnen anges den totala koncentrationen av en jon, t.ex. sulfat (SO_4^{2-}), medan för andra ämnen mängden eller koncentrationen endast anges för det grundämne i föreningen som är av intresse för undersökningen. Fosfat (PO_4^{3-}), som är ett viktigt näringsämne, anges t.ex. som koncentrationen av fosfor (P). För att ange detta används benämningen fosfat-fosfor och skrivs $\mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$ eller $\mu\text{M PO}_4\text{-P}$.

Några omräkningar och definitioner:

$$1 \text{ ml} = 1 \text{ cm}^3$$

$$1 \text{ l} = 1 \text{ dm}^3$$

$$\text{g} \cdot 10^{-6} = \mu\text{g}$$

$$\text{g} \cdot 10^{-9} = \text{ng}$$

$$\text{mol} = \frac{\text{gram}}{\text{molekylmassa}}$$

$$\text{M} = \frac{\text{mol}}{\text{liter}}$$

$$\text{M} \cdot 10^{-6} = \mu\text{M} = \text{mmol/m}^3$$

$$\text{ppm} = \text{parts per million} = \text{mg/kg eller ml/m}^3$$

$$\text{ppb} = \text{parts per billion (amerikanskt, dvs. } 10^9) = \mu\text{g/kg} \approx \mu\text{g/l}$$

$$\text{Ekvivalent} = \text{Antalet molekyler multiplicerat med ämnets laddning (ex. } 1 \text{ mol Ca}^{2+} = 2 \text{ ekv Ca}^{2+})$$

$$\text{Normal} = 1 \text{ Normal (N)} = 1 \text{ ekvivalent/l}$$

$\mu\text{gat/l}$ (mikrogramatom per liter) är en gammal enhet som använts av oceanografer

$$1 \mu\text{gat/l} = 1 \mu\text{mol/l}$$

Tabell 3. Exempel på variabler och deras beståndsdelar.

Variabel	Determinand	Provobjekt	Enhet	Exempel på parametrar
Temperatur i vatten i grader Celsius	temperatur	vatten	grader Celsius	Mätpunkt och tid på dygnet då mätningen utförs.
Mängden kvicksilver i en-kilos gädda (mg/kg våtvikt)	kvicksilver	lever från enkilos gädda	mg/kg våtvikt	Den plats fisken tas från, tidpunkt på året.
Halten <i>E. coli</i> i sjövatten (antal/100 ml)	<i>E. coli</i> (bakterier)	sjövatten	antal/100 ml	Den punkt där provet tas och antal prov per år.

Aritmetiskt medelvärde

Det aritmetiska medelvärdet är det som man brukar förknippa med ordet medelvärde. Aritmetiskt medelvärde får man om man lägger ihop alla sina mätvärden och dividerar med antalet mätvärden.

Median

Medianen är definierad som det mittersta värdet efter att serien har sorterats i storleksordning, dvs. det ligger lika många vär-

den över medianvärdet som det ligger värden under medianvärdet. Om antal mätningar är jämnt, definieras medianvärdet som medelvärdet av de två mittersta värdena.

Typvärde

Typvärdet är det värde i mätserien som förekommer flest gånger.

Standardavvikelse och varians

Standardavvikelsen s och dess kvadratvarians $\sigma (=s^2)$ är ett mått på hur långt från medelvärdet som mätvärdena ligger i genomsnitt.

Kartor och geografiska data

Grader till havs

Jordytan delas in i ett koordinatsystem uppbyggt av meridianer och latitudparalleller, som kan användas för att ange var på jorden man är. Ekvatorn delar jorden i norra och södra halvklotet. Från jordens medelpunkt indelas ekvatorn i 360 grader. Varje punkt på ekvatorn förenas med polerna genom en rät linje (meridian) vinkelrät mot ekvatorn. Nollmeridianen går genom Greenwich utanför London. Härifrån räknas meridianen åt öster (°E) eller väster (°W). Meridianen delas sedan upp i vinklar från jordens medelpunkt, 90 grader åt norr (°N) respektive 90 grader åt söder (°S). Om meridianernas delningspunkter sammanbinds med cirklar som är parallella med ekvatorn formas latitudparalleller eller breddgrader.

Provtagningsstationens läge anges av dess latitud och longitud. En grad (°) delas in i 60 minuter (′). Latituden skrivs alltid först. Vinga angöringsfyr har t.ex. positionen 57°38′,9 N och 11°33′,5 E.

Rutor på land

Inom Sverige används ett koordinatsystem som kallas rikets nät, RT90, för att bestämma lokaliseringen. Detta rutnät utgör basen för lantmäteriets kartor och används för att ange positioner för t.ex. sjöar. Sveriges ryms i en box med koordinaterna 1223 till 1881 från väst till öst och 6137 till 7671 från söder till norr. Dessa fyrsiffriga koordinater ger kilometernoggrannhet och för att få meternoggrannhet krävs sju siffror.

Kartor

Kartor i olika skalor är centrala i miljöarbete. Terrängkartan i skala 1:50 000 ger en bra överblick, medan en mera detaljerad bild ges av den ekonomiska kartan som sedan 1930-talet har fotografiska bilder som bas för kartbild. Skalan var tidigare 1:10 000 men är nu minskad till 1:20 000. Omfattningen av igenväxning, utdikning, täckdikning, årätningar m.m. kan med hjälp av de äldre kartorna följas fram till våra dagar. Över vissa delar av vårt land finns det också kartor framtagna för orienteringssporten. Dessa ger en mycket noggrann bild av ytvattenhydrologin.

Sjökort

För svenska kustvatten samt större insjöar finns sjökort i flera olika skalor. Digitala sjökort kan kopplas till GPS för elektronisk navigering. På sjökortet finns t.ex. upplysningar om vattenområdets vattendjup, bottenbeskaffenhet, ankarplatser, utprickningar, olika hinder och farledssträckningar. Djupkurvorna på sjökortet

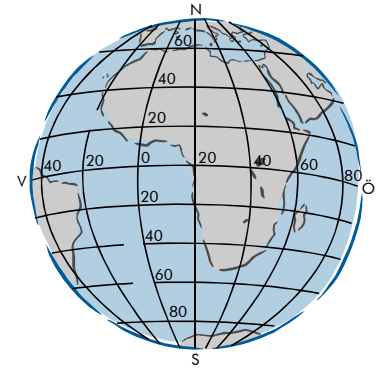
förbinder punkter med samma djup, t.ex. djuplinjerna för 3, 6 och 10 m. Enstaka djupsiffror med lutande stil anger djupet på platsen för siffran. Sjökortets djupsiffror anger vanligen djup vid medelvattenstånd. Vattendjupet kan variera med ca 1 meter över och under medelvattenståndet. Enstaka grund anges med rak siffra bredvid grundet, vilket markeras med en färgad fläck på sjökortet. Grundklack eller undervattenssten markeras med ett kors. Saknas djupsiffra är djupet mindre än 2 m. Minsta djup i sund kan anges med en siffra på land intill sundet. Alla sjökortssymboler finns förklarade i "KORT 1", utgiven av Sjöfartsverket. Avstånd och sträckor (distansen) i sjökort anges i nautiska mil eller distansminuter (nm eller M). 1 nm = 1 852 m. Fart på sjön anges i knop. 1 knop är 1 nm per timma. 50 cm/s är ungefär lika med 1 knop.

GIS, Geografiska InformationsSystem.

Mätvärden kan associeras till en yta, linje eller punkt på en karta, vilket ger utmärkta förutsättningar för att hantera och sammanställa värdena på digitala kartor. Kartor med olika tematiska skikt, som t.ex. hydrologi, höjddata etc. finns framtagna för stora delar av landet, liksom också färdiga GIS-tillämpningar. Se t.ex. Sveriges Nationalatlas med temakartor på SNAPC (www.sna.se) och länsstyrelsens webbplats: www.lst.se/strategis/

GPS

GPS (Globalt PositioneringsSystem) består av 27 amerikanska satelliter i omloppsbanor kring jorden. Dessa satellitbanor ligger på ca 20 000 km höjd och minst 5 är alltid tillgängliga för en användare på marken eller havet. Var och en av dessa satelliter sänder en signal, som kan tas emot av en s.k. GPS-mottagare. Eftersom varje satellits position är känd, kan en GPS-mottagare på marken jämföra signalen och räkna ut avståndet till varje satellit och beräkna sin egen position. Genom att kombinera signaler från flera satelliter samtidigt får man latitud (breddgrad) och longitud (längdgrad) och höjd över marken. Noggrannheten kan i bästa fall vara



Figur 10. Längdgrader (Longitud, Meridian) och breddgrader (Latitud, Latitudparallell) runt jorden.

så bra som 1 meter, men normalt får man räkna med ett fel på 20–30 meter. Används referensstationer på marken får man bättre noggrannhet.

Det finns även ett ryskt system som kan kombineras med GPS, och EU har långt gångna planer på en europeisk motsvarighet till GPS med egna satelliter.

Större GPS-mottagare, främst för montage i båtar och bilar, är ofta kombinerade med elektroniska sjökort eller kartor. På en bildskärm kan man då hela tiden följa båtens eller bilens förflyttning.

Personnummer för sjöar och kustnära områden

SMHI och Naturvårdsverket har utarbetat ett system för identifiering av alla 92 409 svenska sjöar över 1 ha (i fjällvärlden 5 ha). Sjöarna får nummer efter koordinaterna för utloppspunkten.

Havsområdena runt Sverige, Västerhavet och Östersjön, har delats in i 581 delområden. Dessa kan vara öppna havsområden, fjordar, fjärdar, bukter, vikar eller sund. Detta register ska vara en gemensam grund för miljö- och planverksamhet samt forskning med anknytning till havet. SMHI kompletterar registret med uppgifter om områdenas area, volym, djup, tillrinning etc.

Koordinatsiffrorna används i register och GIS-databaser för att koppla olika typer av data till geografiska utvärderingar och presentationer.

I sjöregistret finns uppgifter på sjökoordinater, namn, topografiskt kartblad och edition, avrinningsområde, areal- och länskod.

I havsområdesregistret lagras uppgifter om havsområde, latitud, longitud, sjökort, överordnat område och arealklass.

Checklista för omgivningsfaktorer

Vattenområden påverkas av både naturgivna och mänskliga ingrepp i avrinningsområdet. Den geologiska karaktären av nederbördsområdet kan ofta bidra till att förklara varför området har vissa egenskaper. Markanvändningen är ofta en lika betydelsefull orsak till vattnets egenskaper.

En beskrivning av de naturgivna faktorerna bör omfatta valda delar av följande aspekter:

Geologi

- Beskriv berggrunden i avrinningsområdet.
- Finns omfattande sprickbildning?
- Beskriv jordarter och jordmån inom avrinningsområdet. (Är det finkorniga eller grovkorniga jordar? Är det podsol eller brunjord?)

Geografiska samband

- Hur stort är avståndet till havet?
- Platsens höjd över havet.
- Ligger platsen och avrinningsområdet över eller under högsta kustlinjen?
- Avstånd till kontinenten.
- Avstånd till lokal föroreningskälla.

Klimatet

- Hur är klimatet? (Maritimt eller kontinentalt?)
- Hur varierar luftens temperatur under året?
- Hur stor är nederbörden?
- Hur är nederbördens fördelning över året?
- Hur mycket av nederbörden faller som snö?
- Hur blåser vindarna över området?

Hydrologi, oceanografi

- Hur stor är avrinningen och hur fördelas den över året?
- Hur ser vattenområdets topografi ut? (Maxdjup, tröskeldjup?)
- Hur sker områdets vattenutbyte?
- Hur varierar vattenståndet?
- Är sjöarna dämnda?
- Är sjöarna reglerade? (Om sjön eller vattendraget är flödesreglerat, kan tappningsstatistiken användas för att upprätta en avbördningskurva för flödets variation under året.)
- Är området lodat?
- Är området volymberäknat?
- Beräkna vattnets omsättningstid i området.

Jordbruk

- Jordbrukets arealmässiga omfattning?
- Är jordbruksmarkerna huvudsakligen åkerareal?
- Förekommer täckdikning?
- Vad odlas?
- Förekommer svin- eller fjäderfäproduktion inom nederbördsområdet?
- Förekommer (omfattande) gödsling?
- Används huvudsakligen konstgödsel eller stallgödsel? Hur sker spridningen?
- När sprids gödseln? Om gödsel spridits nyligen på jordbruksmark – har det regnat/varit snösmältning efter spridningen?
- Finns odlingsfria skyddszoner längs vattendragen?
- Kan ytavrinningen pga. kraftig lutning misstänkas vara omfattande?
- Finns marktäckande vegetation under vinterhalvåret?
- Utnyttjas vattendraget för bevattning?

Skogsbruk

- Domineras skogen av barr- eller lövträd?
- Har slutavverkningarna varit omfattande de senaste 5–10 åren?
- Har skogen gödslats? Med vad och hur mycket?
- Förekommer skogsdikning?

Utsläppskällor

Olika sannolika utsläppskällor anges med läge på kartskiss eller med hjälp av koordinater. Dessa kan hämtas från t.ex. fastighetsregister eller miljöadministrativa system som Miljöreda, Miljöflex m.fl. Ange även typen av miljöpåverkande utsläpp eller läckage.

Hur förtätad är ev. bebyggelse? (Anges om möjligt i form av person-ekvivalenter [pe] per ytenhet.)

Inom områden med permanent- eller fritidsbebyggelse bör kartan visa:

- Badplatser
- Större P-platser (dränering till kommunalt avloppsnät)

- Bensinstationer (avlopps- och dagvattenförhållanden)
- Industrier (avlopps- och dagvattenförhållanden)
- Råvattentäkt
- Dricksvattentäkt
- Upplags- och uppställningsplatser där ev. miljöpåverkande produkter förvaras eller hanteras
- Avfallsupplag, deponeringsplatser
- Båthamnar
- Broar, vägbankar

Bilder

Fotografisk dokumentation kan ibland, som komplement till mätdata och dylikt, ge en bättre bild av hur tidigare verksamheter påverkat miljön eller hur ett vattenområde t.ex. utnyttjats för rekreation och turism. Lokaltidningar, museer och hembygdsföreningar har vanligtvis något slag av kartotek över sina bildsamlingar.

Undervattensbilder och videoupptagningar kan många gånger vara ett utmärkt sätt att dokumentera miljöförändringar, och de kan också ge väsentliga bidrag till förståelsen av förändringar av den akvatiska miljön.

Satellitbilder

Satellitbilder är ett användbart verktyg i miljöarbetet. Satellitbilder från ca 30 års registreringar finns nu i centrala arkiv och kan användas för jämförelser bakåt i tiden. Flertalet satellitscener är digitalt registrerade i flera våglängdsområden, vilket ger möjlighet till information om t.ex. klorofyllkoncentration, siktdjup och vattentemperatur. Upplösningen varierar mellan 10 m (Spot) och 30 m (Landsat). Satellitbilder kan anpassas till karaktistiska koordinatsystem för senare överföring till GIS-system.

Övervakning av vattenkvalitet

Den svenska miljöövervakningen

1978 påbörjade Naturvårdsverket uppbyggnaden av Programmet för övervakning av miljökvalitet (PMK). Den främsta uppgiften för programmet var att övervaka långsiktiga och storskaliga förändringar i miljön, samt att belysa hur föroreningar transporteras i luft, mark och vatten. Inom PMK har årligen samlats in flera hundra tusen data från ca 2 000 mätstationer i landet. Resultatrapportering har skett genom årsrapporter från ett stort antal delprogram som genomförts av olika myndigheter, fristående institut, samt institutioner vid universitet och högskolor. I sammanvägd form har resultaten presenterats i Naturvårdsverkets publikationsserie Monitor.

Naturvårdsverket gjorde i början av 1990-talet en översyn och revidering av PMK. Detta resulterade i ett nytt system för samordnad nationell och regional miljöövervakning. De övergripande målen för miljöövervakningen är att:

- Beskriva tillståndet i miljön
- Bedöma hotbilder
- Analysera olika utsläppskällors nationella och internationella påverkan på miljön
- Lämna underlag för åtgärder
- Följa upp beslutade åtgärder.

Naturvårdsverket och dess miljöövervakningsnämnd har det övergripande samordningsansvaret för den totala miljöövervakningen. Naturvårdsverket svarar för planering och drift av det nationella miljöövervakningssystemet och länsstyrelserna för de regionala programmen.

Den nationella miljöövervakningen, som startade sin verksamhet 1993, är numera indelad i 11 programområden:

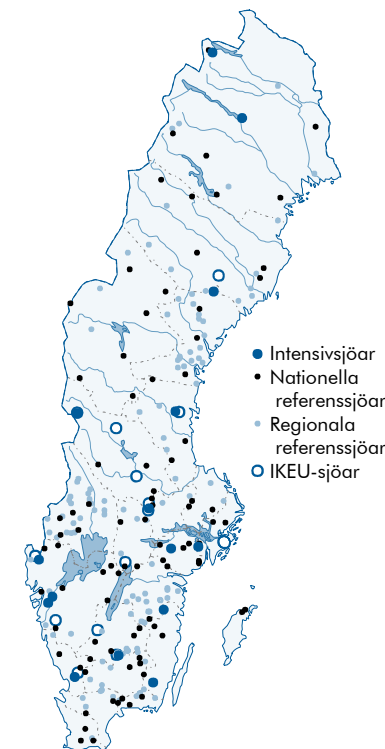
Luft, Kust och Hav, Sötvatten, Våtmark, Fjäll, Skog, Jordbruksmark, Hälsa samt urban miljö, Landskap, Miljögifter och Stödsystem (programområdesövergripande verksamheter).

Vart och ett av dessa programområden är indelat i delprogram, vilka i sin tur är uppbyggda av undersökningar. Den nationella miljöövervakningens mål och struktur beskrivs i Naturvårdsverkets Rapport 4980.

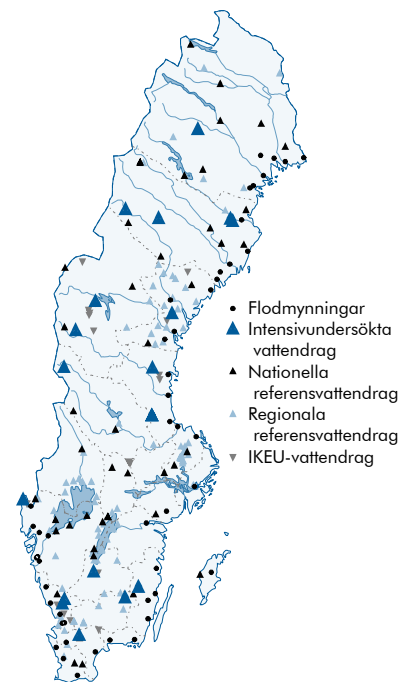
Sjöar

Inventeringar

Ungefär vart femte år genomförs en riksomfattande undersökning av sjöar och vattendrag. Cirka 4 000 sjöar och bortåt 1 000 vattendrag brukar ingå. Provtag-



Figur 11. Sjöar som ingår i de olika nationella och regionala undersökningsprogrammen. IKEU = Integrerad KalkningsEffektUppföljning



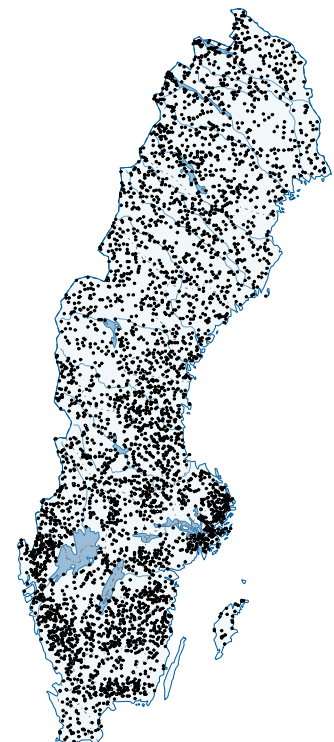
Figur 12. Vattendrag som ingår i de olika nationella och regionala undersökningsprogrammen. IKEU = Integrerad KalkningsEffektUppföljning

ningen sköts av länsstyrelserna och analyserna görs på Institutionen för miljöanalys, Sveriges lantbruksuniversitet. Data från dessa undersökningar finns att tillgå på lantbruksuniversitetets hemsida (<http://info1.ma.slu.se/db.html>). Dessa data har använts i denna bok för att framställa kartor och frekvensdiagram för de olika variablerna som analyserats.

Referenssjöar

När kalkningsverksamheten påbörjades i början av 1980-talet såg man att det fanns ett behov av att studera försurningens påverkan på sjöar som inte kalkades. 190 sjöar valdes ut för denna övervakning som bestod av kem-fys-provtagning tre gånger om året. Vissa sjöar fick ett intensivare provtagningsprogram med prov från flera olika djup och vid flera tidpunkter på året.

Detta program reviderades 1995 och därefter återigen 2000 och består nu av 100 sjöar i hela Sverige, varav 15 har intensivprovtagningsprogram. ("Nytt program för Miljöövervakning", SNV Rapport 4980 och den löpande serien "Miljööver-



Figur 13. Sjöar som ingick i riksinventeringen 2000-01. Det är bland dessa sjöar som sjöarna med högsta och lägsta värden på kartorna i bokens kemidel är hämtade.

vakningens årsredovisning 2000", d:o 2001 etc). Vissa länsstyrelser har kompletterat det nationella programmet med egna tidsserjesjöar. Data från dessa mätningar kan hämtas från SLU:s hemsida <http://infol.ma.slu.se/db.html> och respektive länsstyrelse.

Regional miljöövervakning

Den regionala miljöövervakningen, som byggdes upp under åren 1994/95, har samma programstruktur som den nationella men har delvis andra delprogram. Handbok för miljöövervakning, webutgåva från Naturvårdsverket, utgör styrinstrumentet för att skapa enhetlighet och samordning av den regionala miljöövervakningen. För närvarande finns inte något enhetligt system för lagring av länsstyrelsens miljöövervakningsdata. Definitionen av vad som är "länsstyrelsens miljö-

övervakningsdata" är inte heller enkel att göra. Länsstyrelserna hantlar data från många olika miljöövervakningsprogram, varav endast en del finansieras via det statliga anslaget för miljöövervakning. Viktiga exempel på regionala program som inte finansieras med statliga medel för miljöövervakning är samordnad recipientkontroll i vattenvårdsförbundens regi, kustvattenkontroll i samordnad form, depositions-mätningar av luftföroreningar, mätning av skogsskador, kalkeffektuppföljning och luftföroreningar i tätorter.

På länsstyrelserna finns olika lösningar på datalagringen. Länsstyrelserna bedriver f.n. ett arbete för att ta fram en gemensam, central databas för lagring av regionala miljödata (DMN = Databas Miljö och Na-

tur). Avsikten är att DMN också ska vara kopplad till en GIS-funktion och en Internetapplikation.

Vattendirektivet

EU har antagit ett ramdirektiv för vattenkvalitet med målet att vattenresurserna senast i december 2015 ska nå "god status".

En grundbult i detta direktiv är att allt arbete med vattenadministration ska bedrivas avrinningsområdesvis. Ett delmål är att nationella och regionala vatten- och miljölagar till december 2003 anpassas till ramdirektivet för vatten och att samarbete kring avrinningsområden ska vara i funktion vid samma tidpunkt.

Övervakning av hav

Marina data

1988 inrättades tre marina forskningscentra med var sin fältstation längs den svenska kusten, ett i Umeå med fältstation i Norrbyn, ett i Stockholm med fältstation på Askö och ett i Göteborg med fältstation i Fiskebäckskil, Kristineberg. Vid varje centrum ska bedrivas forskning, utbildning, miljöövervakning och information.

SMHI är, inom ramen för den nationella miljöövervakningen, ansvarigt för regelbunden övervakning av havsområden, tillsammans med Fiskeriverket (fiske m.m.) och Naturvårdsverket (PMK). Hos SMHI finns data samlade för svenska kustvatten från slutet av 1800-talet. Stockholms Marina Forskningscentrum är ansvarigt för marina biologiska undersökningar inom ramen för den nationella miljöövervakningen. Långa tidsserier för mätningar i hav saknas vanligen.

Marina konventioner

Arbetet inom det marina miljöskyddsområdet i Sverige regleras av många internationella och regionala konventioner, avtal och överenskommelser. Några exempel är Londonkonventionen som reglerar all dumpning, MARPOL-konventionen som omfattar åtgärder för att förhindra föroreningar från fartyg och Pariskonventionen som bland annat täcker frågor rörande radioaktivt avfall.

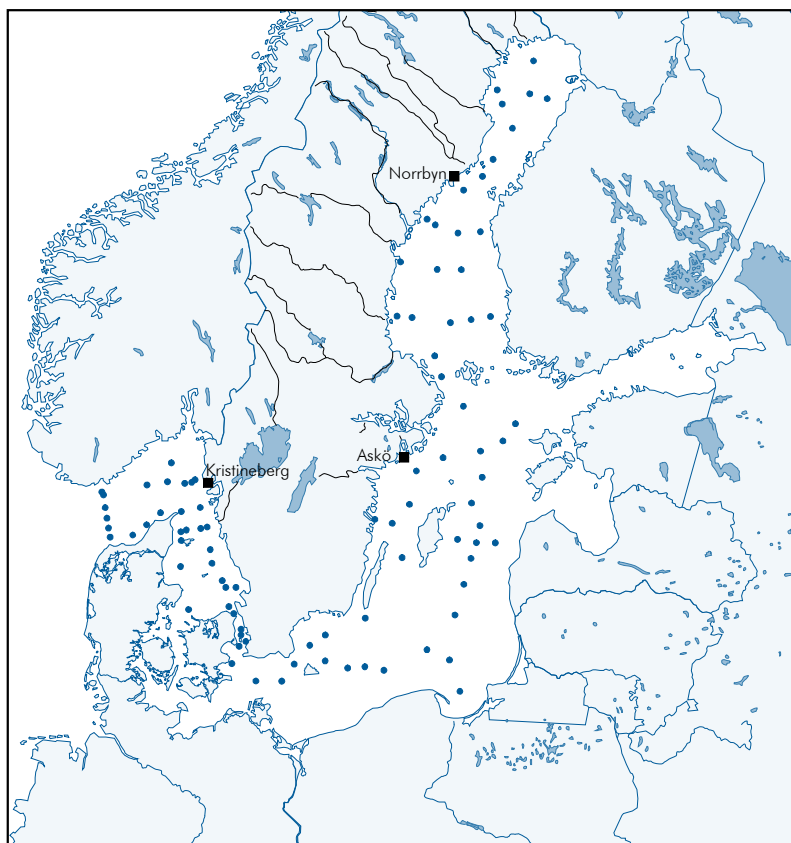
Miljöarbetet kring Östersjön och Västerhavet styrs av Helsingforskonventionen från 1974, och dess verkställande organ Helsingforskommissionen, HELCOM. Konventionens mål är att skydda Östersjöns och Västerhavets marina miljö från alla former av föroreningar samt att återupprätta och skydda den ekologiska balan-

sen. Det Internationella havsforskningsrådet ICES bildades i Stockholm redan 1902. ICES' ansvarsområde är huvudsakligen forskning kring och utnyttjande av havens levande resurser. Den internationella fiskevården bygger t.ex. på att medlemsländerna årligen ber ICES om råd angående fiskekvoter och andra regleringsåtgärder för att

säkerställa fiskebeståndens fortlevnad.

Satellitövervakning

Data från satelliter används alltmer för att studera oceanernas tillstånd. Temperatur och klorofyll i ytvattnet är exempel på variabler som kan studeras från satellitbilder.



Figur 14. Provtagningspunkter i det marina övervakningssystemet.

Sveriges nederbörd, avdunstning och avrinning

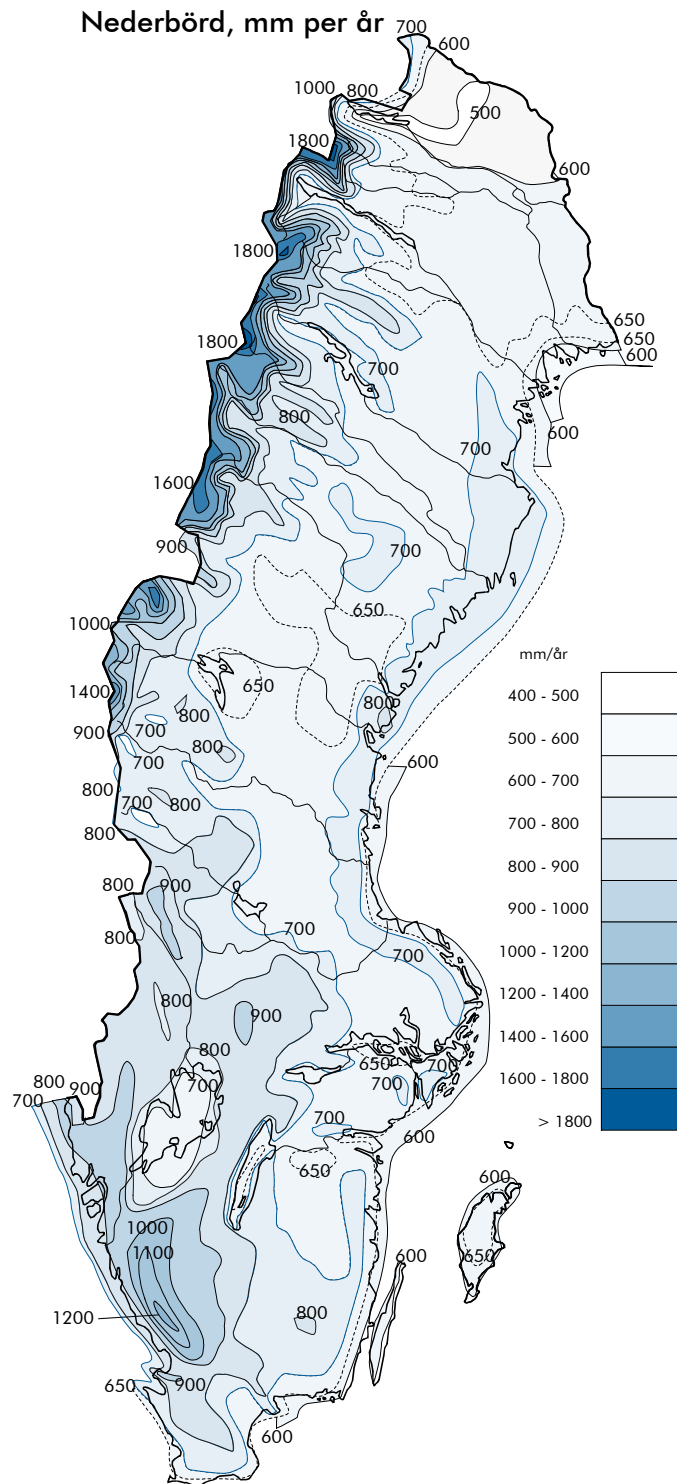
Årsnederbörden över Sverige har här beräknats för perioden 1931–1960. Den uppmätta årsnederbörden har ökat med 28 procent; 18 procent för att kompensera vind-, avdunstnings- och vätningsförlusterna och 10 procent för att mätstationerna är placerade lågt i terrängen så att den orografiska nederbörden underskattas. Med orografisk nederbörd menas den extra nederbörd som uppstår när fuktig luft tvingas upp då den ska passera en höjd. Luften avkyls när den stiger och kan då inte hålla kvar fuktigheten, utan den bildar nederbörd.

Snönederbörden är speciellt svår att mäta i traditionella regnmätare. En metod är att använda en s.k. snösäck, en meterlång säck där snön samlas. Den tas sedan in och snön tinas och vätskan mäts. Snönederbörden kan också mätas genom snötaxering, då snödjupet och vattenhalten mäts. Ett speciellt sätt är att använda en "madrass" som är fylld med frostfri vätska. Till denna kopplas en manometer som avläser snöns tryck över madrassen.

Medelårsnederbörden i Sverige är 745 mm. Minst nederbörd är det i trakterna av Övre Soppero i norra Lappland. Inte långt därifrån, i Sarek, är nederbördsmängden som störst. I södra Sverige finns ett nederbördsmaximum vid den västra sluttningen upp mot småländska höglandet.

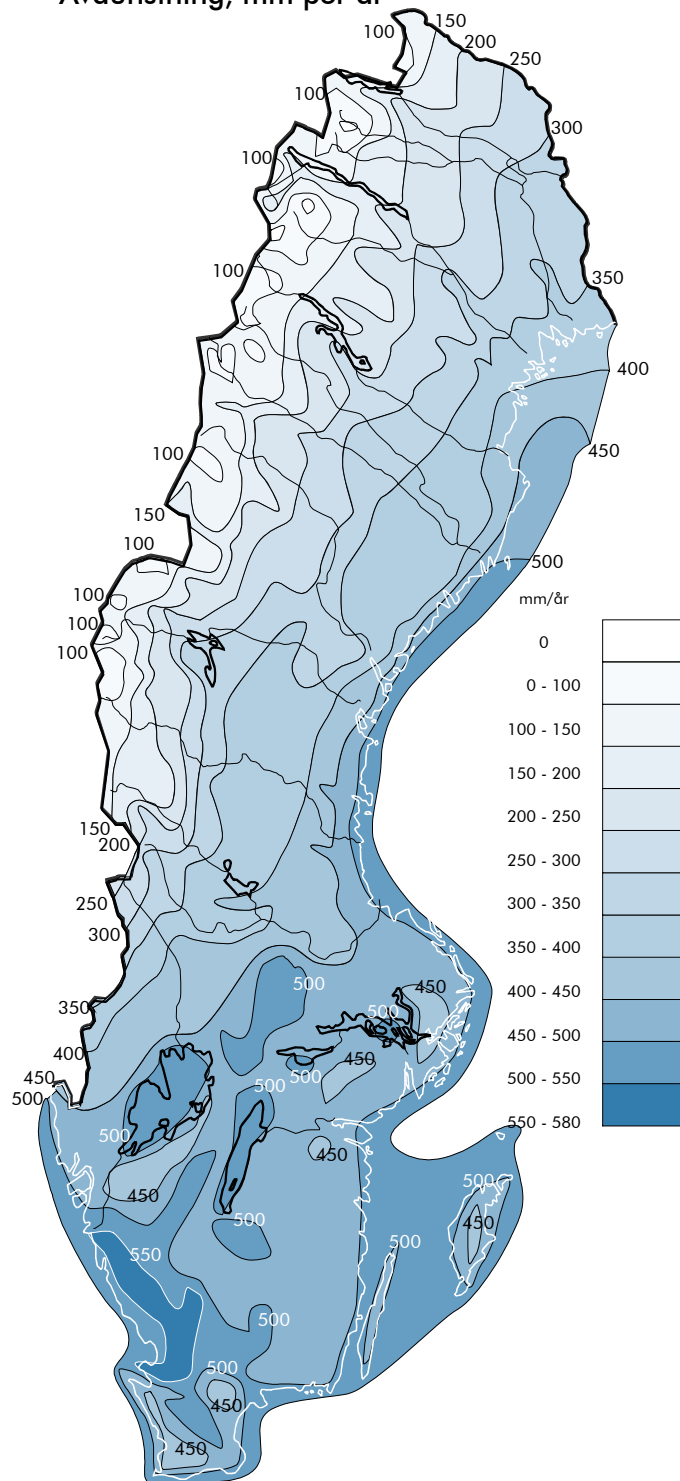
Avrinningen har tagits från Tryselius "Run-off map of Sweden". Vattenflödet mäts vid ett stort antal SMHI-stationer och utifrån dessa värden, avrinningsområdenas storlek, nederbörden och kännedom om de faktorer som driver avdunstningen kan avrinningen per ytenhet beräknas.

Avdunstningen har beräknats som nederbörd minus avrinning. Kartan visar god överensstämmelse i de punkter där avdunstningsvärden finns. I genomsnitt avdunstar nästan hälften av nederbörden, medan i fjälltrakterna endast runt 15 procent avdunstar. Avdunstningen drivs i huvudsak av temperaturen, varför den är större i södra delen av landet än i norra. I vissa delar av södra Sverige begränsas sommartid avdunstningen, främst den del som sker genom växternas transpiration, av vattenbrist. Den större avdunstningen i söder gör att avrinningen får sitt minimum i sydöstra Sverige, även om nederbörden har sitt minimum i norr. Speciellt låg är avrinningen på Gotland.



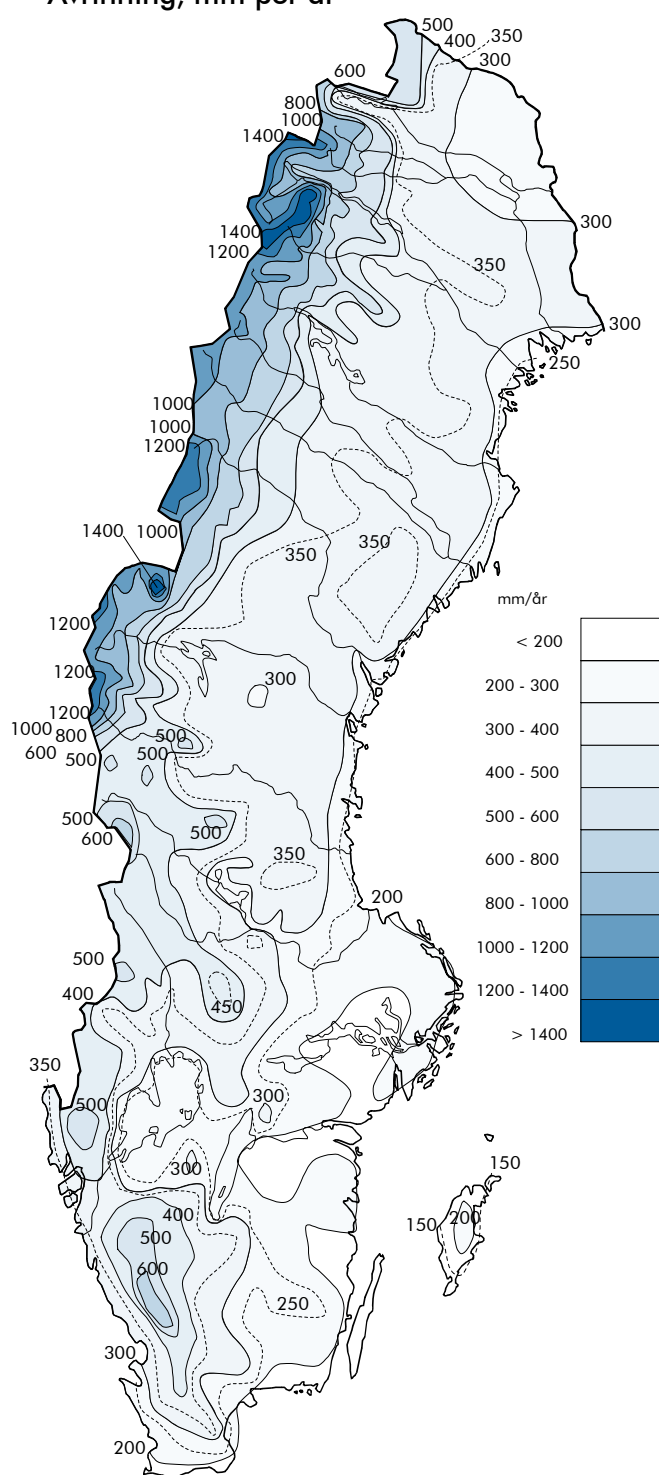
Figur 15. Sveriges korrigerade årsnederbörd, årsmedelvärden för 1931–1960. Efter Bertil Eriksson, "Sveriges vattenbalans, Årsmedelvärden (1931–60) av nederbörd, avdunstning och avrinning", SMHI.

Avdunstning, mm per år



Figur 16. Sveriges avdunstning från landområden inklusive upp till 10 % sjöareal. Årsmedelvärden för 1931–1960. Efter Bertil Eriksson, "Sveriges vattenbalans, Årsmedelvärden (1931–60) av nederbörd, avdunstning och avrinning", SMHI.

Avrinning, mm per år



Figur 17. Sveriges årsavrinning i mm enligt Tryselius, årsmedelvärden för perioden 1931–1960. Efter Bertil Eriksson, "Sveriges vattenbalans, Årsmedelvärden (1931–60) av nederbörd, avdunstning och avrinning", SMHI.

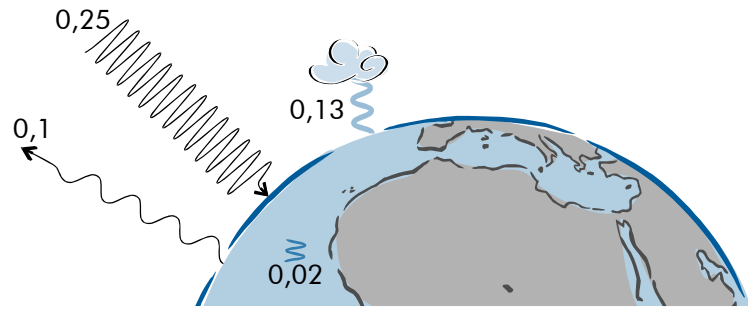
Värme, vatten, is och snö

Värmebudget

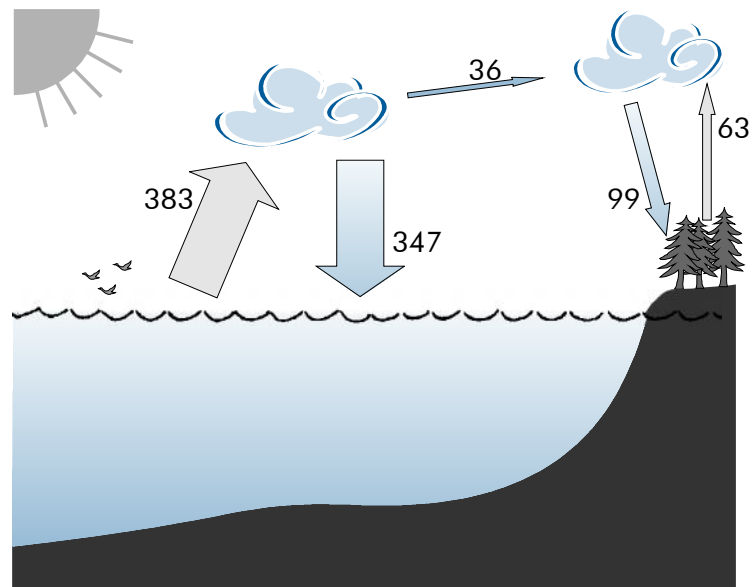
Jordklotets temperatur bestäms av värmeutbytet med atmosfären. Totalt för jorden råder strålningsbalans, dvs lika mycket värme som kommer in från solen går ut igen. Tack vare den enormt stora vattenvolymen i jordens oceaner i kombination med vattnets goda värmehållande förmåga, har jorden en behaglig medeltemperatur med förhållandevis små temperaturvariationer. Vattnet leder värme dåligt och transport av värme inom vattenmassan sker huvudsakligen genom blandning och konvektion genom att varmare vatten stiger och kallare vatten sjunker. Därför är djuphavens temperatur låg (2–3 °C).

Vattenbudget

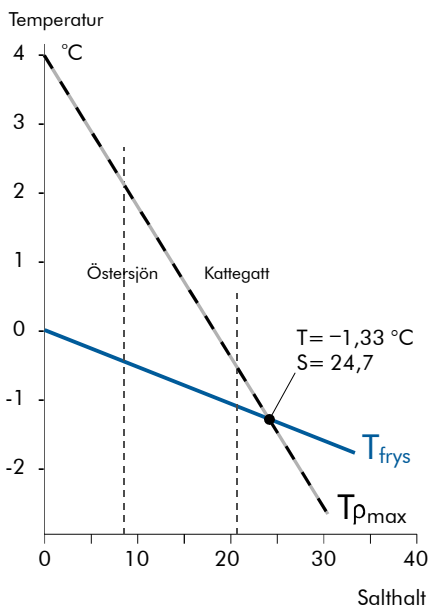
Sötvatten transporteras till och från sjöar och hav via nederbörd, avrinning och avdunstning. Sammanlagt avdunstar ca 446 000 km³ vatten som vattenånga per år upp till atmosfären från kontinenter och hav. I atmosfären omvandlas vattenången till en sammanlagd nederbörd på 446 000 km³ per år i form av regn eller snö som faller ner över kontinenter och hav. När havens salta vatten avdunstar är det bara rent vatten som lämnar havet, saltet stannar kvar. I den hydrologiska cykeln råder idag balans mellan vattentransporter till och från havet. Områden med större avdunstning än nederbörd får saltare vatten än områden med sötvattenöverskott.



Figur 19. Värmebudgeten på jorden. Solen tillför sjöar och hav 0,25 cal/cm² per minut (dygnsmedelvärde över hela jorden). 0,10 reflekteras tillbaka till atmosfären, 0,13 åtgår till avdunstning och 0,02 återstår till uppvärmning. Några små flöden som värmeledet från jordens inre är inte medtagna.



Figur 20. Vattenflöden i den hydrologiska cykeln. Enheten är 10³ km³/år.



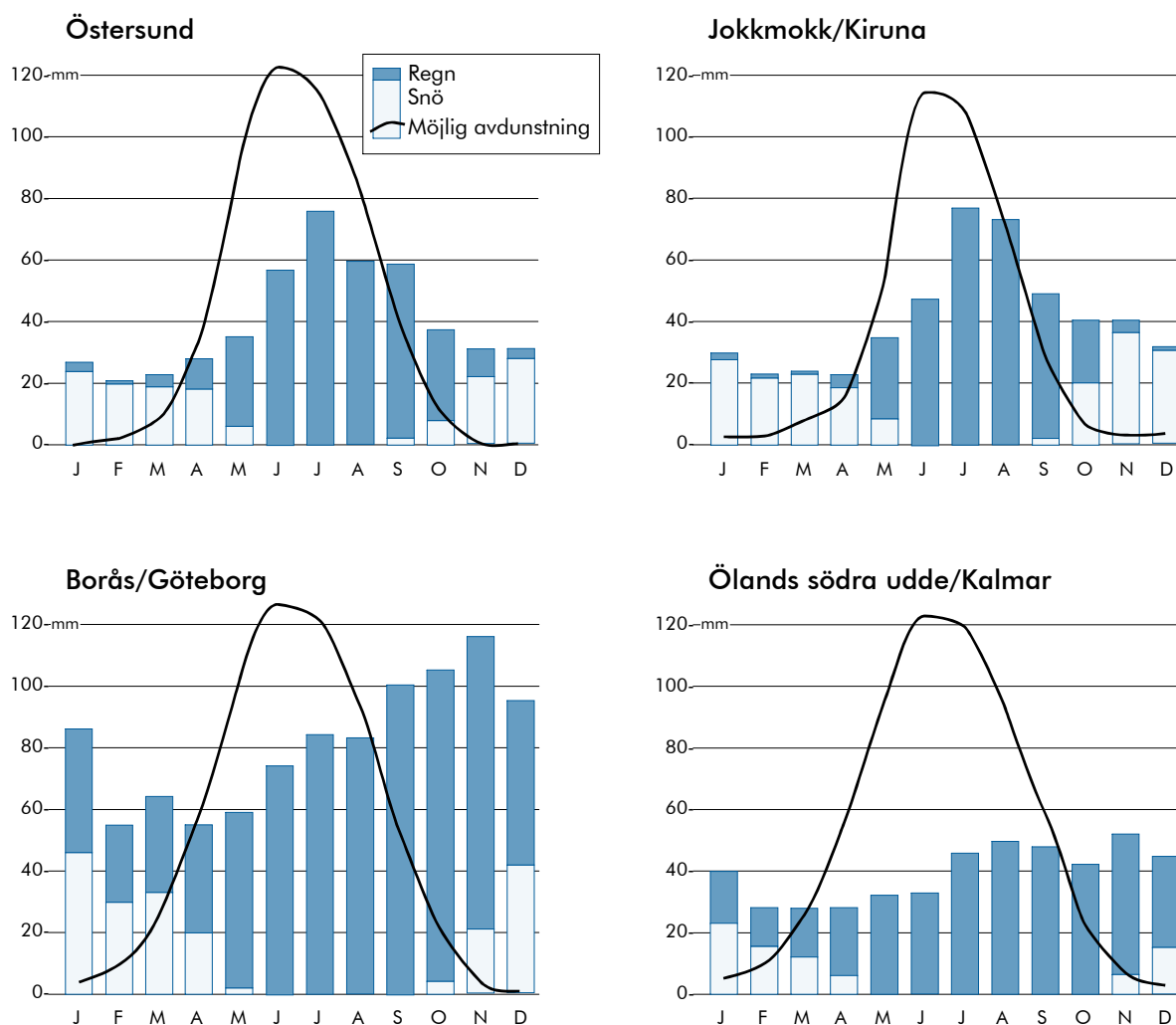
Figur 18. Vattnets fryspunkt (T_{frys}) och temperaturen för maximal densitet ($T_{\rho_{\text{max}}}$) sjunker då salthalten ökar. Kattegatts ytvatten fryser vid -1,2 °C och är tyngst vid -0,5 °C.

Den totala avdunstningen från Östersjön uppskattas till 183 km³ per år. Nederbörden är lika stor, dvs. 183 km³/år, medan tillskottet av sötvatten från floderna är 479 km³/år. Det stora sötvattenöverskottet medför att salthalten i havet runt Sverige är mycket lägre än i världsoceanen.

Is

Vattnets fasta fas, is, har den mycket ovanliga egenskapen att den är lättare än den flytande fasen. Sötvatten fryser vid 0 °C då is bildas. Saltvatten fryser vid något lägre temperaturer, beroende på fryspunktsnedsättningen på grund av

närvaron av lösta salter i vattnet. Figur 18 visar hur havsvattnets fryspunkt minskar med ökad salthalt, så att ett normalt oceanvatten med salthalten 35 fryser vid omkring -2 °C och Kattegatts ytvatten fryser vid -1,2 °C. Endast rent vatten fryser vid isbildningen. Saltet samlas i hålrum mellan iskristallerna och bildar s.k. brine eller saltlake. Så småningom diffunderar saltlaken ut ur isen och blandas med underliggande vatten, som därmed får en högre salthalt. Gammal is har ca 2 promille salthalt. När isen smälter tillförs ytvattnet vatten med låg salthalt. Vid isbildning frigörs värme till at-



Figur 21. Nederbörd i form av snö och regn på fyra platser i Sverige. Den möjliga avdunstningen eller potentiella evaporationen (den avdunstning och av växterna avgivna fuktighet som är möjlig om tillräckligt med vatten finns) är beräknad på så näraliggande platser som möjligt.

Nederbörden under sommaren är lägre än den mängd vatten som kan avdunsta och transpireras av växterna. Vatten tas

från förråden av mark- och grundvatten, medan avrinningen under denna period i huvudsak drivs av grundvatten och magasinen i sjöar. Nederbörd som kommer som snö ligger i norra Sverige kvar som förråd till snösmältningen på våren.

Källa: "Klimat, sjöar och vattendrag". Sveriges Nationalatlas och Sten Bergström, "Sveriges hydrologi".

mosfären. Vid issmältning åtgår värme, ca 80 cal per gram is. Ju mindre salt isen är, desto mer värme krävs för att smälta den. Skillnaden i fryspunktstemperatur mellan sött och salt vatten är ju ganska liten och därför skulle man kunna förvänta sig att havet lätt fryser till vid längre köldperioder. Detta är dock inte fallet. Det är i stället mycket ovanligt att havet fryser utom nära land där vattendjupet är litet, eller i vikar och fjordar där sötvattentillflödet är stort. Varför? Förklaringen ligger i att frysprocesserna sker fullständigt olika, beroende på om ytvattens salthalt är högre eller lägre än 24,7. Om salthalten är lägre än 24,7 och temperaturen för maximal densitet är högre än temperaturen för fryspunkten sker frysprocessen på samma sätt som i en insjö. Nedkylningen av ytvattnet från temperaturen för maximal densitet till

temperaturen för fryspunkten, går väldigt snabbt, eftersom ytvattnet blir lättare ju kallare det blir och stannar vid ytan. Endast en liten begränsad vattenvolym måste kylas ner från temperaturen för densitetsmaximum till temperaturen för fryspunkten innan ett tunt lager is på havsytan bildas. I oceanvatten med salthalt över 24,7 blir vattnet tyngre även när det når sin fryspunkt. Vattnet sjunker och hela ytvattenlagret ner till pyknoklinen måste kylas ner innan isbildning kan ske. Först när hela ytvattenskiktet är nerkylt till fryspunkten (som dessutom är lägre) bildas iskristaller inne i vattenmassan. Iskristaller flyter upp till ytan och bildar is-sörja, som så småningom blir fast is.

Frysprocessen i havsvatten tar därför mycket längre tid än frysprocessen i sötvatten.

Snö

Samma salthaltsprocesser som styr isbildningen påverkar även snö. Den mest påtagliga effekten är att det vid snösmältningen först kommer ett jonstarkt vatten. Den första fjärdedelen av smältvattnet kan innehålla mer än tre fjärdedelar av jonerna i vattnet. I försurad snö medför detta att man får en extra surstöt i början av snösmältningen.

Nedfall av luftföroreningar

Deposition av näringsämnen från luften spelar en viktig roll för många växtsamhällen, inklusive flera av våra vanliga skogstyper. Flertalet moss- och lavsamhällen är exempelvis helt beroende av näringsupptag från luftdeposition. På senare år har dock luftförorenande gaser och deposition av antropogena syror börjat skada vegetation i större skala. Dessa orsakar bl.a. urlakning av mineralnäring som vida överstiger tillförseln från luften.

Hur mycket av både syraverkande och andra ämnen som deponeras varierar starkt både geografiskt och mellan olika vegetationstyper.

Våtdeposition

Ett regn har förmåga att tvätta ur mycket av de vattenlösliga ämnen som finns i en luftmassa. Våtdeposition står därför för en stor del av det totala nedfallet av många ämnen. För både svavel och kväve gäller att de olika omvandlingsformerna har olika löslighet, men också att de långtransporterade slutprodukterna sulfat, nitrat och ammonium är mycket vattenlösliga.

Såväl våt- som torrdeposition varierar starkt med tiden. Stora delar av årsdepositionen sker under relativt få dagar, då vädret råkar gynna en stor intransport och deposition. Det är därför nödvändigt med relativt långvariga mätperioder för att få en rättvis bild av medelvärdena.

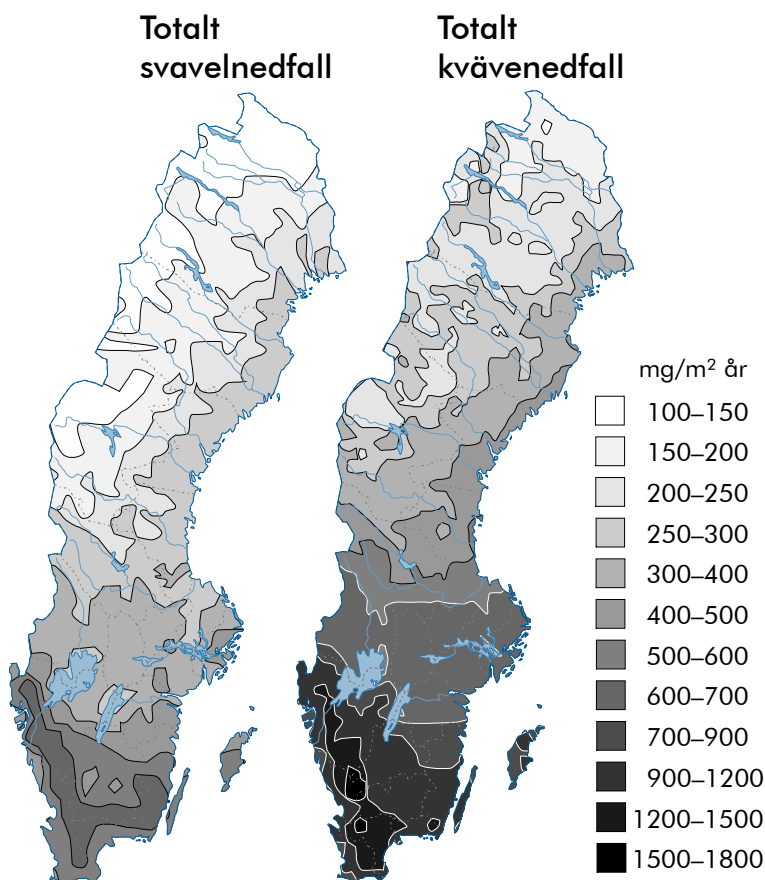
Den geografiska fördelningen av våtdepositionen beror främst av två enkla faktorer; avstånden till föroreningskällor (i de dominerande vindriktningarna) samt regnmängderna.

Torrdeposition

Innan ett regn renar luften kan luftburna ämnen ändå nå mark och växter. Detta sker främst genom att stoftpartiklar, små vattendroppar och gaser fastnar på eller upptas av vegetationen. Detta medför att torrdepositionen är starkt beroende av vegetationsstruktur och topografi. Torrdepositionen kan därför variera från nära noll till fem–sex gånger våtdepositionen.

Följande kan gynna en hög torrdeposition:

- närhet till utsläppskällor;
- kustnära läge – de inkommande vindarna har relativt höga föroreningskoncentrationer i marknära luft, eftersom mycket lite torrdeposition sker över havet;
- högvuxen och tät vegetation – en gammal granskog tar emot dubbelt så stor torrdeposition som en gles tallskog, vilken i sin tur tar emot mer än



Figur 22. Totalt nedfall av svavel och kväve över granskog. Nedfall enligt SMHI-beräkningar i kg per ha och år. Källa: "Naturvårdsverkets hemsida 2003-03-24".

en björkhage, där löven faller på vintern;

- höjdlägen och sluttningar mot vindriktningen, liksom skogsbyr;
- en hög luftfuktighet.

Torrdeponerade ämnen som inte upptas av växterna kommer med tiden att sköljas ned till marken. I en skog kan detta samlas upp som krondropp, som då utgör summan av våt- och torrdeposition minus direkt upptag i krontaken plus utsöndring från kronorna. För många ämnen, däribland sulfat, anser man att upptag och utsöndring är negligerbara. Krondroppsmätning blir då en bra metod för att uppskatta totaldepositionen till en skog.

En del av det sulfat som deponeras har inte sitt ursprung i luftföroreningar utan härrör från uppiskat havssalt. Detta sulfat är inte försurande, eftersom det i stället för vä-

tejoner åtföljs av baskatjoner. Hur mycket av olika ämnen som härrör från havssalt kan beräknas genom att mäta depositionen av klorid, som så gott som enbart härrör från havssalt. Relationerna mellan Cl och övriga ämnen i havssaltet är i stort sett konstanta, se sidan 29.

Vid krondroppsmätning av baskatjoner bör man beakta att ett visst litet upptag av dessa joner kan ske i trädalger och lavar och att utsöndringen av exempelvis kaliumjoner från trädskronorna kan vara ganska stor, särskilt vid hög kväve- och syradeposition.

Deposition av kväve och reaktiva gaser

Krondroppsmätningar av kväveföroreningar har visat att trädskronorna förmår hålla kvar mängder av deponerat kväve som motsvarar hela torrdepositionen plus delar av våtdepositionen. Om kvävet tas upp

av barr och blad eller enbart av alger och lavar i trädskronorna kan inte säkert sägas. I många kustnära granskogar med hög kvävedeposition innehåller dock krondroppet betydligt mer kväve än våtdepositionen, vilket kan indikera att krontaket börjar bli mättat på kväve.

Gaser som direkt upptas i eller reagerar med trädskronorna kan givetvis inte mätas i krondroppet. Detta gäller t.ex. ozon, men även syra-basverkande gaser som SO_2 och NH_3 .

Provtagning av nederbörd och krondropp

För att kunna mäta nedfallet måste det först samlas in. Det våta nedfallet mäts i insamlad nederbörd, medan det torra nedfallet mäts i krondropp från träd.

Våtdeposition

Våtdepositionen är enklast att samla in, det räcker med en provtagare, även om ett dubbelprov kan rekommenderas för att undanröja tveksamheter.

Samslaren utgörs av en trattförsedd dunk (trattdiameter ca 20 cm) placerad på en stolpe 1,5 m över marken. När det är risk för snö ersätts tratten med en meterlång snösäck. Den exakta diametern på tratt och snösäck mäts upp och ytan beräknas.

Torrdeposition

I en skogsyta med 30 meters sida placeras tio stolpar med trattförsedda dunkar. Stolparnas läge slumpas ut längs rutans diagonaler. Dunkarna placeras en halv meter över marken och tratten har ca 15 cm diameter (mät upp exakta måttet).

Klä in alla dunkar, även våtdepositions-dunken, med aluminiumfolie för att minimera effekten av solinstrålning. För att slippa diska dunkarna mellan varje provtagning kan en plastpåse av livsmedelskvalitet sättas i dunken. På vintern sätts en plastpåse i en hink med ca 20 cm öppning.

Provtagning

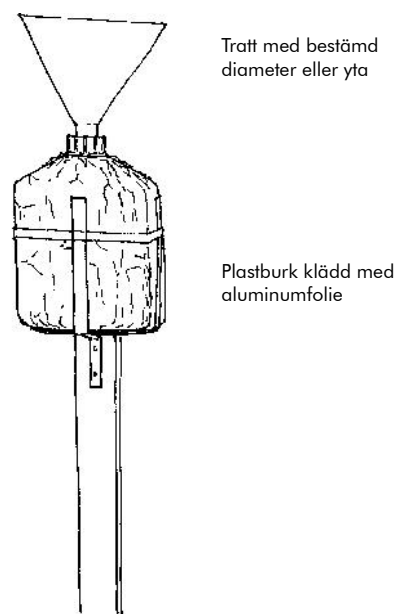
Provtagarna töms en gång per månad. Proven från skogsytan slås ihop till ett samlingsprov. Trattarna sköljs rena och plastpåsar tas hem och kan diskas och återanvändas om de är hela.

Analys

Mät upp de insamlade nederbördsvolymerna och ta ut prov för analys.

Analysera proven på pH, alkalinitet, konduktivitet, sulfatsvavel och klorid, ev. även nitratkväve och ammoniumkväve. Även kalcium, magnesium, natrium och kalium brukar analyseras.

Beräkna depositionen i kg per hektar och lämplig tidsenhet, normalt år.



Figur 23. Samlare för krondroppsmätning.

Tabell 4.Handledningar för vattenundersökningar från "Handbok för miljöövervakning", vilken finns utgiven på Naturvårdsverkets hemsida www.naturvardsverket.se.

Undersökningstyp	Programområde
Deposition till skog	Luft, Skog
Nederbörds kemi, månadsmedelvärden	Luft, Skog

Observera

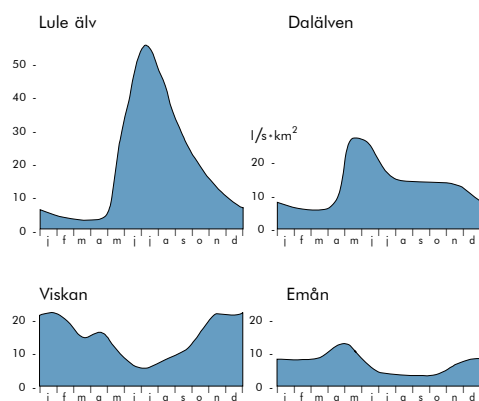
Krondroppet är ett mått på summan av våt- och torrdeposition. För flera ämnen bortgår upptag i trädskronan och tillkommer utsöndring från kronan. Också vattenmängderna skiljer sig mellan krondropp och öppet-fältsmätning då en del av nederbörden avdunstar igen direkt från trädskronorna.

Vattendragens flödesvariation

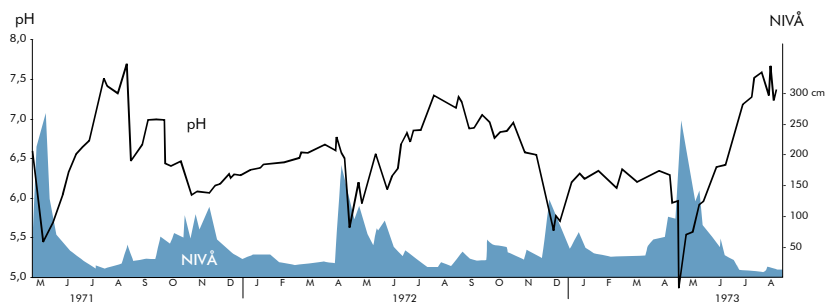
Medelflödet i ett vattendrag beror på avrinningsområdets yta och avrinningen per ytenhet. Den specifika avrinningens variation inom Sverige visas i figur 25. Specifik avrinning är vattenföringen dividerad med avrinningsområdets yta och ges i liter per sekund och kvadratkilometer ($l/s \cdot km^2$). Hur stor vattenföringens variation i ett vattendrag är framgår av figur 27 från Hasselfors i Laxå kommun, där data erhållits ur driftjournalerna från kraftverket.

Flödesmönstrets variationer under året i ett vattendrag beror huvudsakligen på hur långt norrut i landet det ligger och om det är reglerat eller ej. Vårfloden, som är ett resultat av snösmältning och tjälavgång, inträffar ofta i början av mars i södra delen av landet och dröjer ofta ända till mitten av maj i norra delen av landet. Om vattendraget rinner upp i fjällen och är oreglerat, kan en andra vårfloed (fjällvårfloden) inträffa i juni/juli. Vissa år med töförhållanden hela vintern kan vårfloden i stort sett utebli i södra Sverige. Då får vi i stället en påtaglig avrinning under vintern, vilket inte är förhållandet under vintrar med ihållande temperaturer under $0^\circ C$. I södra Sverige kan det bli höga flöden efter häftiga regnperioder under höst och vinter.

Lågvattenföring äger rum under högt och sensommaren i södra delen av landet. Detta gäller ofta även i norra delen av lan-



Figur 25. Den specifika avrinningens variation över året i fyra svenska vattendrag. För att få det totala flödet får värdena multipliceras med avrinningsområdets yta. Notera den sena vårfloedens stora betydelse i de norrländska fjällälvarna som Lule älv och att västkustälvar som Viskan samtidigt har sitt flödesminimum. Värdena är månadsmedeltal för oreglerade förhållanden och givna i $l/s \cdot km^2$. Källa: "Hydrologi för V2", Undervisningsskrift Nr 1978:06, Institutionen för vattenbyggnad, Chalmers Tekniska Högskola.

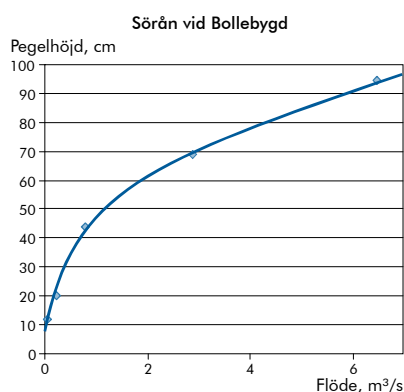


Figur 24. Vid provtagning i ett vattendrag är det av största betydelse när provet tas, då förhållandena snabbt kan ändras. Figuren visar hur pH-värdet förändras med vattenståndet, och därmed med flödet, i Nuorittajoki under en tvåårsperiod. För att med stor sannolikhet pricka in en surstöt vid en provtagning krävs många prov per år.

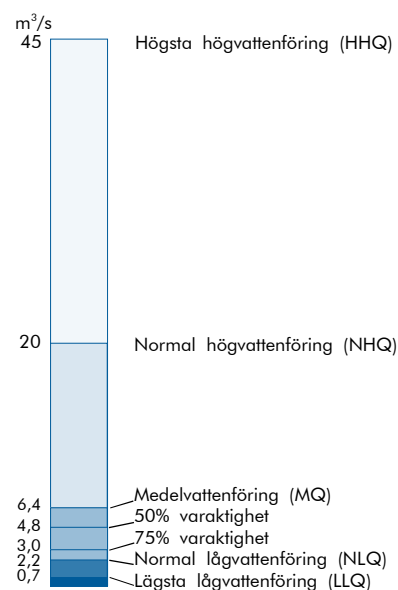
det för vattendrag som rinner upp i kustlandet eller skogsområdena, men ej i fjällen. Som regel har man lågvattenföring vintertid i norra delen av landet, utom i reglerade vattendrag. Även i södra delen av landet kan man vintertid ha en period av lågvattenföring vid ihållande kyla.

Hur får man enklast information om flödesmönster och aktuella flöden vid vissa tidpunkter för ett visst vattendrag? Har man tur finns i vattendraget en eller flera av de drygt 300 flödesmätstationsstationer som SMHI bedriver mätningar vid i landet. Är vattendraget reglerat i någon del, finns i allmänhet avtappningsjournaler som förs vid kraftverken. Industrier och kommuner,

som genom vattendom har rätt att avleda vatten från vattendrag, har ofta viss kunskap om vattenföringen och dess variationer i aktuella vattendrag. Finns det ett näraliggande vattendrag med liknande geografiska förhållanden där flödet är känt, t.ex. från en SMHI-station, kan man göra en relationsberäkning. Det går då att ta viss hänsyn till skillnader i nederbörd och sjöandel.



Figur 26. Avbördningskurva för en pegel (vattenståndsskala) i Sörån. Flödet har mätts med flygel (se nästa sida) vid fem olika vattenstånd och en avbördningskurva har anpassats till dessa mätningar. Nu kan vattenföringen fås genom en avläsning av vattennivån på pegeln. Sådana kurvor kan göras vid "bestämmande sektioner", där vattnet forslar fritt nedströms. SMHI:s avbördningskurvor brukar bygga på ett fyrtiotal vattenföringsmätningar.



Figur 27. Vattenflödets variation i Svartån vid Hasselfors. Normal högt- och lågvattenföring är ett flöde som i genomsnitt återkommer en gång per år. HHQ och LLQ brukar anges med det antal år som denna vattenföring återkommer en gång under, t.ex. en gång per 50 år (HHQ_{50}). Med varaktighet menas att flödet är minst så stort under den angivna andelen av tiden. Källa: Bydén, S., Nielsen, B. "Vattenöversikt för Laxå kommun". 1982.

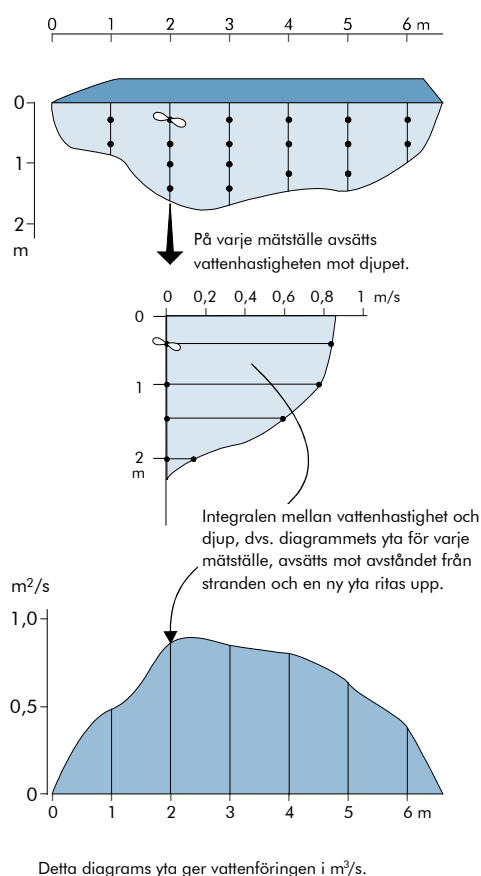
Mäta vattenföring

Det finns ett flertal metoder för att mäta vattenföringar. Följande metoder är de i dessa sammanhang kanske mest lämpliga och kan användas både i sötvatten och hav:

Flygelmätning

Det noggrannaste sättet att mäta vattenföring i naturliga vattendrag är att använda en flygel. Är vattenhastigheten måttlig, 0,2–2 m/s, används en stångflygel (BIN HR 012). Flygeln är en propeller med varvmätare. Med hjälp av en för varje instrument individuell kalibreringsformel omräknas varvtalet till vattenhastighet. Vid en flygelmätning mäts vattenhastigheten vid olika djup och på ett antal olika avstånd från stranden. Samtidigt mäts då vattendragets area upp och vattenflödet fås som en integrerad produkt av hastigheten och tvärsnittsarean.

I en sektion av vattendraget väljs ett antal mätställen, vars avstånd till stränderna mäts in. På varje mätställe mäts vattenhastigheten vid några olika djup. Totalt kan 20–40 mätpunkter vara lämpligt med 4–5 punkter vid det djupaste mätstället.



Figur 28. Flygelmätning av vattenföring medför en omfattande matematisk behandling av mätdata.

"Apelsinmetoden"

Med hjälp av en ytflottör, t.ex. en apelsin eller ett strömkors, mäts ytströmmens hastighet ($V_{\max}$) genom tidtagning på en tio meter lång sträcka. Ett medelvärde av 5–10 mätningar beräknas. Vattendragets area (A) mäts sedan upp och area och hastighet multipliceras. Då vattenflödet (Q) bromsas mot botten måste hänsyn tas till detta, genom att flödet multipliceras med en faktor som beror på bottenbeskaffenheten (k) (BIN HR 013).

$$Q = A \cdot V_{\max} \cdot k$$

$k = 0,5$ mycket ojämn botten, sten och/eller vass och gräs
 $k = 0,6$ något ojämn botten, sten
 $k = 0,7$ jämn botten, sand eller grus
 $k = 0,8$ jämn konstgjord sektion av trä, stål eller betong

Överfall

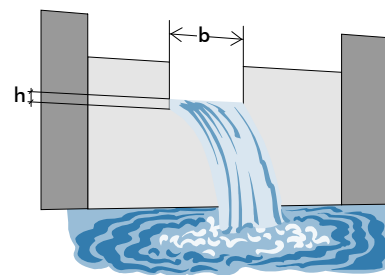
Ett praktiskt sätt att mäta vattenföringen är att ha ett överfall där vattenflödet kan beräknas om man vet vattenståndet ovanför. I gamla dammanläggningar finns ofta en fyrkantig öppning där vattnet rinner ut. Om man har tur så bromsas inte vattnet ovanför öppningen och inte heller nedanför. Råheten hos kanten på utloppet kan minska noggrannheten i beräkningarna. Störst fel med denna typ av utlopp fås vid låga flöden, då snedhet och råhet i utloppskanten stör utflödet.

En konstruktion som ger bättre värden vid låga vattenföringar men som ändå klarar högre flöden är det triangulära överfallet, som när det har rät vinkel kallas Thompson-överfall. När vinkelspetsen pekar rakt nedåt blir höjdskillnaderna ovanför överfallet mätbara även vid låga flöden. Denna typ av överfall förekommer ofta inom forskningsprojekt.

Om vattenståndet ovanför dammen mäts kontinuerligt med en s.k. registrerande pegel får man en bra bild av flödet och dess variationer.

Andra metoder

Andra metoder för att mäta flödet finns beskrivna i "Vattenföringsbestämning vid vattenundersökningar", SMHI/Naturvårdsverket, Jönköping 1979. De kallas volym/tid-metoden (BIN HR 011) och utspädningsmetoden (BIN HR 014). I den förstnämnda tar man tid på hur fort en hink fylls, och i

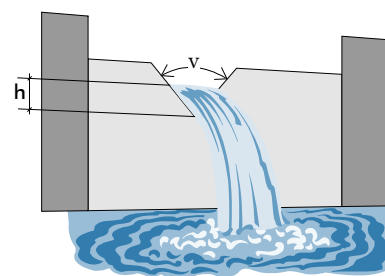


Figur 29. Rektangulärt överfall. Vattenföringen, Q , kan beräknas med formeln:

$$Q = 1,77 \cdot b \cdot h^{1,5}$$

För att få ett bra värde på h , måste vattenståndet mätas någon meter uppströms överfallet.

Felet hos konstanten 1,77 är mindre än 5 %. Fritt in- och utflöde ska gälla, dvs. fallhöjden nedan överfallet ska vara så högt att vattnet inte bromsas och tillflödet ovanför ska vara fritt från bromsande element.



Figur 30. Överfall med triangulär öppning. Vattenföringen, Q , kan beräknas med formeln:

$$Q = 1,38 \cdot \tan(V/2) \cdot h^{2,5}$$

Om vinkeln V hos överfallet är 90° , vilket är vanligt hos dessa överfall, blir formeln:

$$Q = 1,38 \cdot h^{2,5}$$

För att få ett bra värde på h , måste vattenståndet mätas någon meter uppströms överfallet.

Felet hos konstanten 1,38 är mindre än 2 %. Fritt in- och utflöde ska gälla dvs. fallhöjden nedan överfallet ska vara så högt att vattnet inte bromsas och tillflödet ovanför ska vara fritt från bromsande element.

den andra håller man salt eller ett färg- eller spårämne i vattnet och mäter koncentrationen efter en viss sträckas omblandning.

Sjövatten är sött

Ingen sjö är den andra lik

Det finns inga värden som är normala för alla sjöar. Den stora variationen har gjort att man delat in sjöarna i olika grupper. Huvudgrupperna är de näringsfattiga, oligotrofa, och de näringsrika, eutrofa, sjöarna. Ofta urskiljs även en mellangrupp, de mesotrofa sjöarna. Bland de näringsfattiga urskiljs även de humusrika, dystrofa, som en egen grupp.

Förutom humuskoncentrationen är det alltså tillgången på näringsämnen, främst kväve och fosfor, som ligger till grund för denna indelning. Naturligtvis finns det skillnader även hos andra variabler, men många följer samma mönster som koncentrationen näringsämnen. För att visa lite på de regionala skillnader som finns hos de olika variablerna har vi gjort kartor över var i Sverige sjöar med höga respektive låga värden fanns vid riksinventering 2000.

I tabell 5 visas några huvuddrag i skillnaden mellan en näringsfattig och en näringsrik sjö.

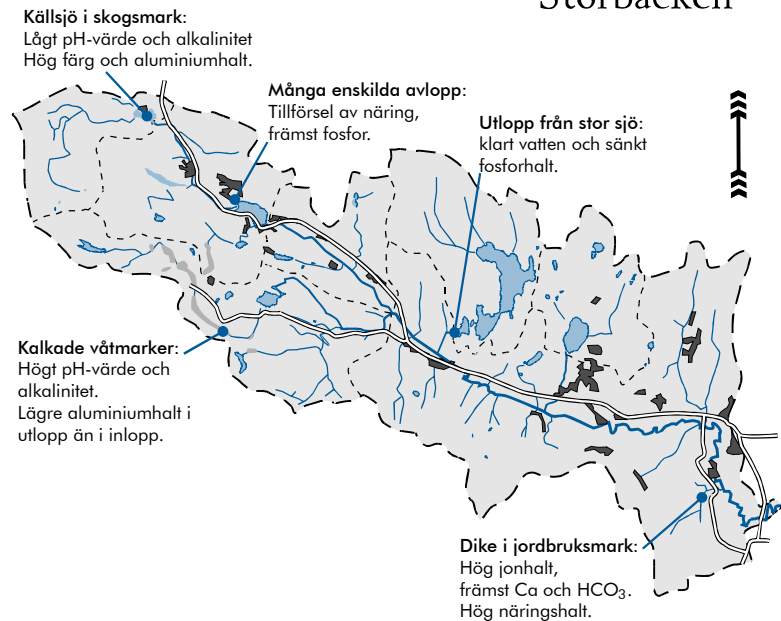
Sjön – en spegel av sin omgivning

Det är det tillförda vattnets kvalitet som huvudsakligen bestämmer en sjös status. Att undersöka varifrån tillrinningsvattnet kommer ger därför viktig information om vilken vattenkvalitet man kan vänta sig i sjön. Kommer vattnet från barrskogsmark är det sannolikt surt och humusrikt. Diken från jordbruksmark har näringsrikt, kväverikt vatten. Regnvatten och ytvriningsvatten är surt och saltfattigt. Grundvatten är oftast rikt på metaller. Detta tillförda vatten blandas sedan mer eller mindre väl med sjövattnet. I väl avskiljda vikar kan vattnet ha en från sjön i övrigt avvikande karaktär beroende på skillnader i tillrinningsvattnet.

Sjövatten i olika lager

Många variabler förändras med djupet. Ljushet minskar med djupet (se figur 68) och temperaturen är i djupare sjöar +4 °C vid botten och vid ytan från 0 °C till 20 à 25 °C (se figur 47). Syrgaskoncentrationen sjunker ju närmare botten man kommer, samtidigt som koldioxidkoncentrationen ökar. Även närsalter och vissa tungmetaller varierar med djupet.

Storbäcken

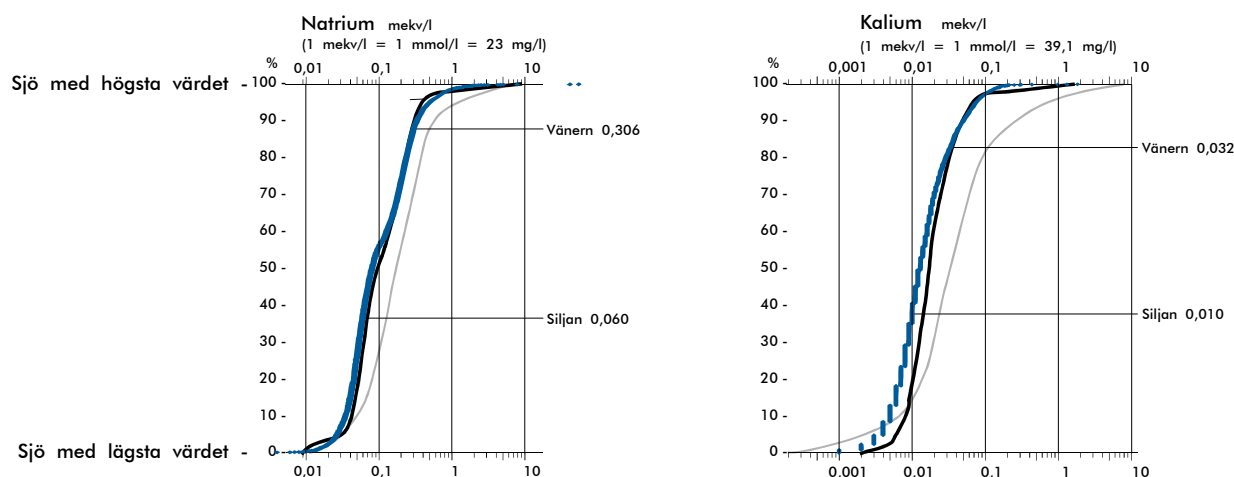


Figur 31. Olika karaktärer på vattnet beroende på var i ett avrinningsområde man tar provet.

Tabell 5. Karaktärsdrag hos en oligotrof och en måttligt eutrof sjö. Ur "Knuffa för limnologi", Fältbiologerna 1977.

	Oligotrof	måttligt eutrof
Storlek	stor-liten	medelstor-liten
Djup	20–50 m	0,5–10 m
Omgivning	barrskog, moränmark	odlat landskap, lövskog
Stränder	branta	långsluttande, organogena
Bottensediment	gyttja	lera
Vattenfärg	gröngul-blågrön	grön-grågrön
Temperatur	kall	varm
Vegetation	ringa bottenvegetation	riklig
Plankton	sparsamt förekommande	rikligt förekommande
Strandfauna	måttlig	riklig
Bottenfauna	måttlig	riklig
Siktdjup	7–40 m	2–7 m
Syrgastillgång	god	överskott vid ytan, underskott vid botten
pH	5,5–7	7–8,5

Koncentrationer i svenska sjöar



Figur 32. Frekvensdiagram över natrium- respektive kaliumkoncentrationen i 4 017 sjöar undersökta vintern 1990 (svart) och 4190 sjöar undersökta hösten-vintern 2000–01 (blått). Inlagda finns värden för Vänern och Siljan 2000-01. Värdena är sorterade med den lägsta koncentrationen längst ner och stigande koncentrationer uppåt i diagrammet. Den grå kurvan visar frekvens över koncentrationer i grundvattenprover från SGU:s grundvattennät och PMK-grundvatten.

Hösten-vintern 2000–2001 undersöktes 4 190 svenska sjöar i den riksinventering som återkommit vart femte år. Då Sverige har nästan 85 000 sjöar större än 1 hektar togs ett prov i var tjugonde sjö.

pH, konduktivitet, kalcium, magnesium, natrium, kalium, alkalinitet/aciditet, sulfat, klorid, fluorid, ammoniumkväve, summa nitrat + nitrit, totalkväve totalfosfor, absorbans, kisel och Totalt Organiskt Kol (TOC) analyserades i alla de provtagna sjöarna. Järn, mangan, koppar, zink, kadmium, bly, krom, nickel, kobolt, arsenik, vanadin och aluminium har analyserats i 1 163 av dessa sjöar.

Kurvorna har konstruerats så att varje sjö avsatts på y-axeln med sjön med det lägsta värdet längst ner. Sedan har sjöarna avsatts i tur och ordning så att sjön med det högsta värdet (sjö nummer 4 190 eller 1 163) kommit högst upp i diagrammet. Alla x-axlar har logaritmisk skala utom pH-skalan. pH-värdet är i sig den negativa logaritmen av vätejonkoncentrationen. För jämförelse har även motsvarande värden från riksinventeringen 1990 lagts in.

I diagrammen har värden för Vänern och Siljan lagts in. Eftersom bara var tjugonde sjö provtagits är det troligt att det finns sjöar med mer extrema värden. Vänern och Siljan får representera sjöar med mera normala värden.

I diagrammen för absorbans, pH, alkalinitet, TOC, total-kväve och total-fosfor har gränserna för kvalitetsklasser enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913 lagts in. Dessa klasser finns även beskrivna i tabellervid respektive variabel.

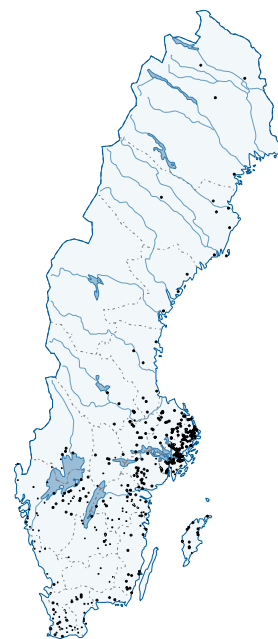
Ett flertal variabler har presenterats i enheten milliekvivalenter per liter, mekv/l. Denna fås genom att multiplicera koncentrationen i millimol per liter, mmol/l, med variabelns laddning. För variabler med envärd laddning, t.ex. alkalinitet, är enheten mekv/l lika med mmol/l.

Variationer i klimatet påverkar vattenkvaliteten. En torka under 1989 med mycket låga grundvattennivåer följdes av en ovanligt nederbördsrik och mild vinter. Åren runt millennieskiftet var mycket nederbördsrika och grundvattenståndet var högt. Markkemiska processer och vattnets strömningsväg genom marken påverkas av grundvattenståndet. Vattenkvaliteten i ytvatten kommer därför också att påverkas av klimatvariationer. Små sjöar med kort omsättningstid påverkas naturligtvis mest.

En mer omfattande beskrivning av provtagningen 1990 finns i "Monitor 12 – Försurning och kalkning av svenska vatten" från Naturvårdsverket. I "Miljö tillståndet i sjöar och vattendrag" från Naturvårdsverket, Fiskeriverket, SCB, SLU och SMHI finns bl.a. riksinventeringen 1995 beskriven.

Mätvärdena från riksinventeringarna har välvilligt ställts till förfogande av Institutionen för miljöanalys vid Sveriges lantbruksuniversitet.

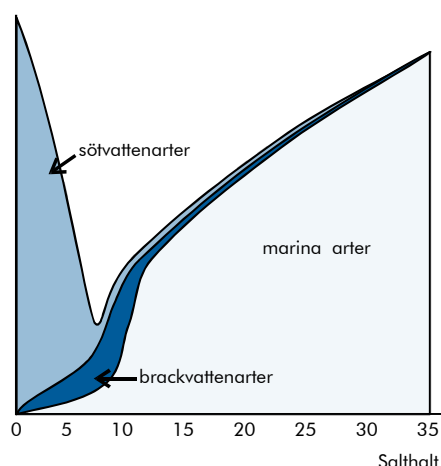
Frekvenskurvorna för grundvatten är hämtade ur "Grundvattnets



Figur 33. De 10 % sjöar som hade högst kaliumkoncentration bland sjöarna i riksinventeringen 2000-01 (se figur 13). Dessa kartor visar sjöar i klass 1 eller 5 om bedömningsgrunder finns eller de 10 procent sjöar som har lägst respektive högst koncentration av ämnet i fråga.

kemi i Sverige", Naturvårdsverket Rapport 4415. Data kommer från SGU:s grundvattennät och PMK-grundvatten och är sammanställda av Mats Aastrup 1991.

Havsvatten är salt



Figur 34. Antalet arter i relation till vattnets salthalt. Artantalet är lägst för salthalter mellan 5 och 10 (‰).

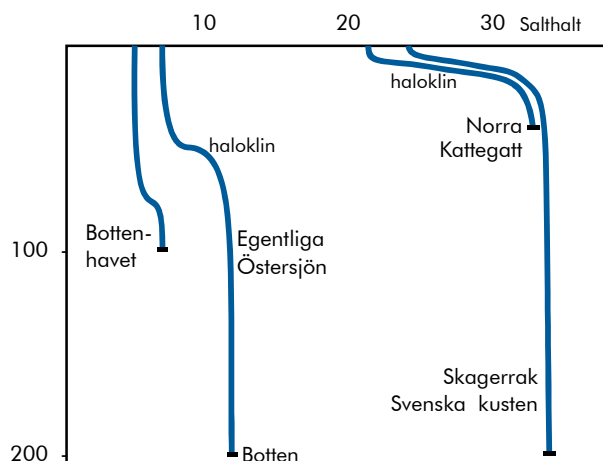
Under årmiljoner har salter från jordskorpan och dess lösa lager av jordarter och mineral lösts i havsvattnet. Samtidigt fälls salter ut i grunda havsområden. Man anser idag att det råder balans, så att salthalten i oceanerna hålls konstant på ca 35 g salt per kg havsvatten. I kustnära havsområden på våra breddgrader är salthalten betydligt lägre än 35, eftersom vattnet späds ut av sötvatten från floder och nederbörd. Längs Sveriges kuster råder stora salthaltsvariationer – från 30 i Skagerraks ytvatten till 2 i Bottenviken. Vattnet med en salthalt under 0,5 kallas sött. Salthalter mellan 0,5 och 30 ger brackvatten. Östersjön är världens största brackvattenhav. Mer än 30 ger marina förhållanden.

De stora variationerna i salthalt gör de svenska havsområdena mycket speciella och ekologiskt intressanta. Skagerraks och Kattegatts ekosystem (salthalt 20–34) har t.ex. en artrik flora och fauna (se figur 34), medan egentliga Östersjöns ekosystem (salthalt 8–14) karaktäriseras av ett fåtal arter med många individer av varje art.

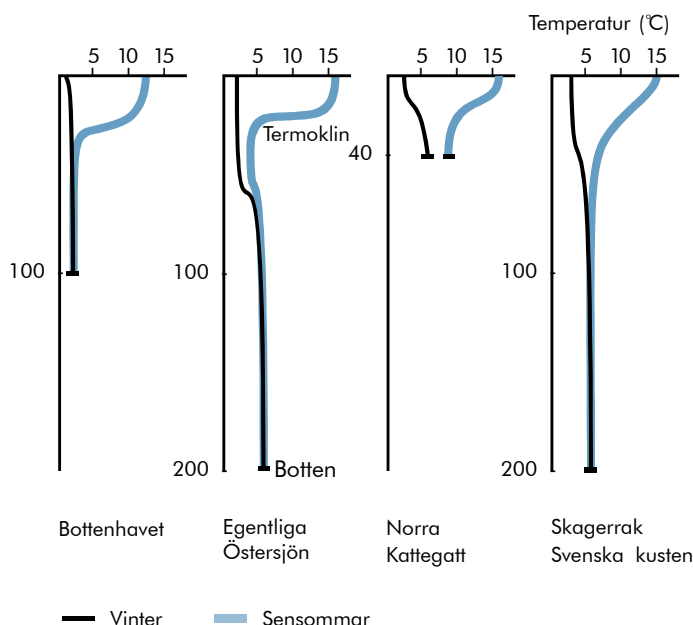
I havet kommer ett avgränsat områdes vattenkvalitet att bestämmas av många olika faktorer, men framför allt av de som styr vattenomsättningen i området. De viktigaste faktorerna är tillflödet av sötvatten, områdets bottenprofil, vindar, strömmar och tidvatten. Inget kustnära havsområde (estuarium) är det andra likt. Det råder stora variationer.

Havsvattnets sammansättning

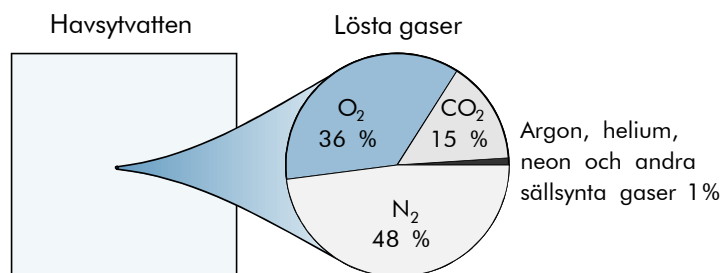
Vad består då dessa 35 g lösta ämnen i 1 kg havsvatten av? I havsvattnet har alla nu kända naturliga grundämnen påvisats, de flesta i mycket låga koncentrationer. Vat-



Figur 35. Typiska profiler för salthaltsvariationer i haven runt Sverige.



Figur 36. Typiska temperaturvariationer under sommar och vinter i kustnära hav.



Figur 37. Fördelning i viktprocent av de gaser som löses i havets ytvatten.

tenmolekylens mycket speciella egenskaper gör att alla salter som hamnar i havet löses upp i joner. Om man indunstar 1 kg havsvatten får man kvar 28 g natriumklorid (koksalt), 3,8 g magnesiumklorid, 1,7 g magnesiumsulfat, 1,2 g kalciumsulfat. Övriga ämnen finns i mycket små mängder och kallas spårämnen. Då havets volym är enorm ($1,4 \cdot 10^{21}$ l) blir den totala mängden salt i havet ofattbart stor – $5 \cdot 10^{19}$ kg. Se figur 41.

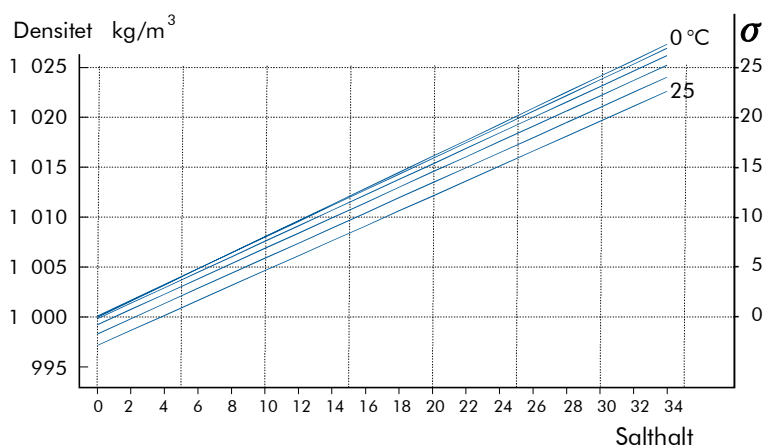
Sammansättningen av havssaltet ger havet god förmåga att motstå pH-förändringar vid t.ex. surt nedfall, i motsats till de flesta sötvatten (se även sidan 48: Alkalinitet och sidan 46: pH).

Spårämnena utgör mindre än 0,5 procent av de lösta ämnena. Många av dessa mikrobeståndsdelar är väsentliga för den biologiska produktionen i havet. Det är först och främst de oorganiska näringsämnen i form av ammonium, nitrat och fosfat som är avgörande för produktionens storlek, men vissa spårmetaller, t.ex. koppar och järn, är också nödvändiga för biologisk produktion. I icke förorenat havsvatten finns t.ex. $1 \cdot 10^{-7}$ g koppar och $2 \cdot 10^{-6}$ g järn per liter.

Atmosfärens gaser, koldioxid (CO_2), syrgas (O_2), kvävgas (N_2) och ädelgas, löses i havets ytvatten och ingår där sedan i de marina kemisk-biologiska kretsloppen. Gasernas löslighet i vattnet ökar med minskad temperatur och minskad salthalt. En liten del syrgas tillförs ytvattnet via fotosyntesen. I djupvatten sker endast förbrukning av syrgas vid nedbrytning av nedfallande dött organiskt material (detritus). Om syrgasen tar slut bildas svavelväte (H_2S). Detta sker t.ex. i Östersjöns djuphål.

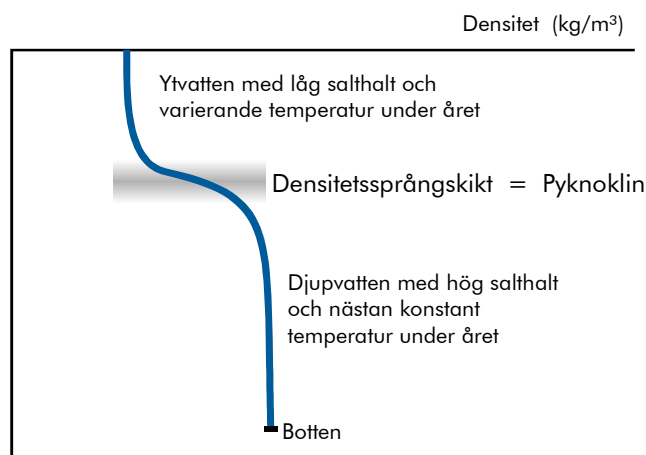
Havsvatten i olika lager

Tillförseln av sötvatten till kusthaven runt Sverige genom nederbörd och flodtillrinning ger ytvattnet lägre salthalt än djupare liggande vatten, vilket förs in från oceanen med bottenströmmar. Det bildas ett salt-haltssprångskikt (en haloklin) mellan ytvattnet och djupvattnet. Uppvärmning och avkylning under olika årstider är huvudsakligen begränsade till vattnet ovanför haloklinen. Under sommaren värms ytvattnet upp och det bildas ett temperatursprångskikt (en termoklin), vars djup ofta sammanfaller med haloklinens djup. Figurerna 35 och 36 visar att temperaturväxlingarna under haloklinen är små. Saltet i havet ger havsvatten en högre densitet (kg/m^3) än sötvatten. Saltet medför även att havsvattnet kan kylas till lägre temperaturer innan det fryser. Vattnet strävar alltid efter stabil skiktning. Därför ökar alltid vattnets densitet med ökat djup. Vanligen ligger en lättare ytvattenmassa ovanför en avsevärt tyngre djup-



Figur 38. Vattnets densitet som funktion av temperatur och salthalt. Havsvattnets densitet mäts vanligen inte utan beräknas med hjälp av vattnets temperatur och salthalt.

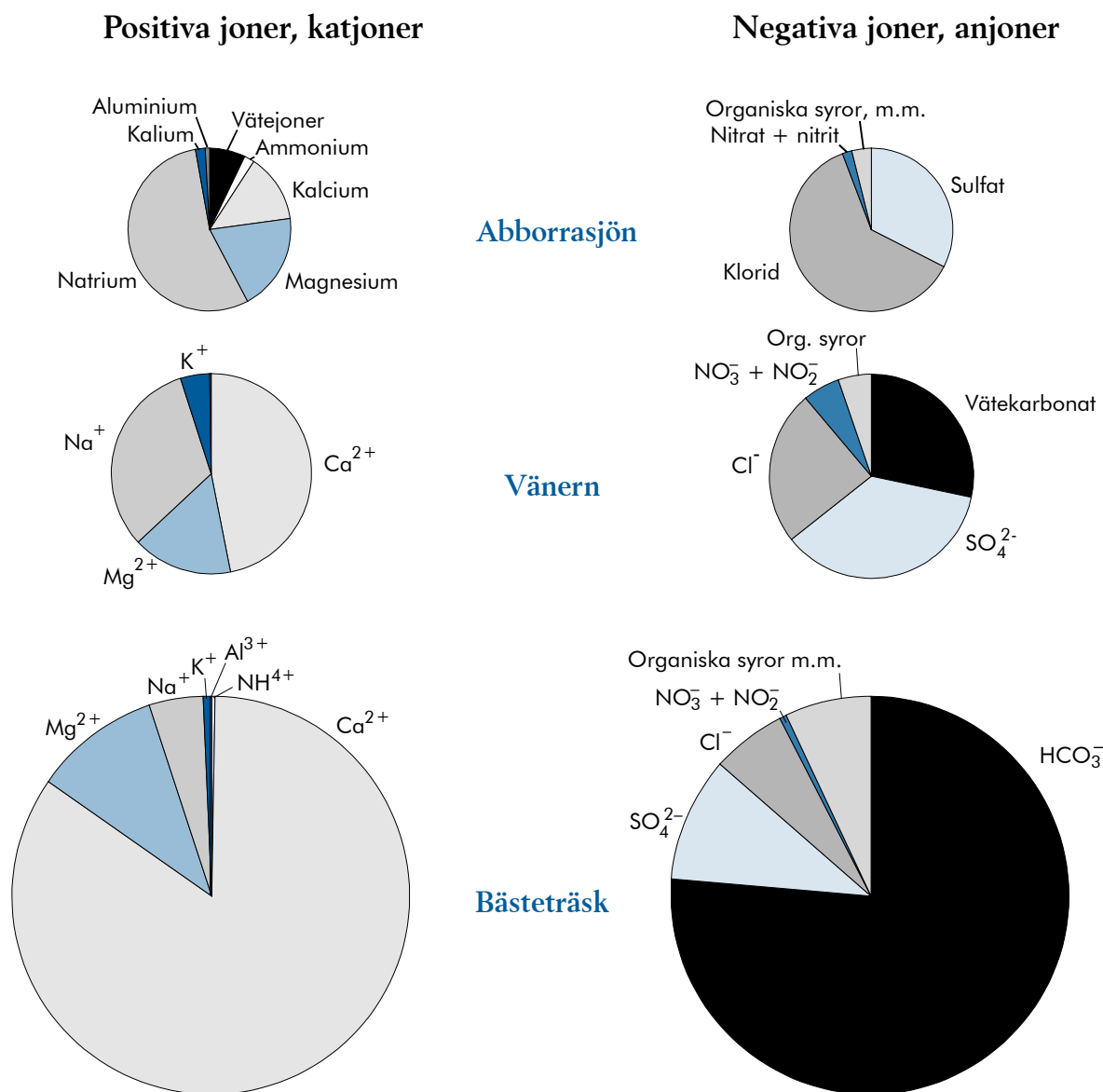
ρ = densitet i kg/m^3 , T = temperatur i $^{\circ}\text{C}$ och S = salthalten (%).
 σ = vattnets sigmavärde (densitet i $\text{kg/m}^3 - 1000$).



Figur 39. Typisk profil för densitetsvariationer i haven runt Sverige. Ju större densitetsskillnaden är mellan ytvatten och djupvatten desto stabilare är skiktningen. I fjordar och fjordmyrningar är variationen i salthalt den kontrollerande faktorn för densitetsfördelningen. I öppna oceanerna bestäms densitetsskiktningen i första hand av variationer i temperatur.

vattenmassa, åtskiljda av ett mer eller mindre tjockt språngskikt (en pyknoklin). Om ytvattnet kyla av under vintern, eller om salthalten i ytan ökar vid avdunstning, blir vattnet tyngre och sjunker (termohalin konvektion). Ytvattnet blandas därvid ner. Pyknoklinen utgör dock en effektiv spärr, varför blandningen vanligen endast omfattar ytvattensskiktet.

Jonbalans i sjöar



Figur 40. Jonbalanser i tre svenska sjöar

Figuren visar fördelningen mellan olika positiva och negativa joner i en sjö på Västkusten, Vänern och Bästeträsk på Gotland.

Cirkelns yta är proportionell mot antalet ekvivalenter som jonerna motsvarar. Den totala jonmängden återspeglar omgivande markers vittringsbenägenhet samt deposition av luftföroreningar och havssalter. Längst från havet och Europas utsläpp återfinns Norrlands inland och på karg berggrund där finns de sjöar som har minst joner. En namnlös sjö på gränsen mellan Norrbotten och Lappland hade vid riksinventeringen 2000-01 en jonkoncentration som bara var en trettioendedel av den som återfanns i Vänern.

Bästeträsk återspeglar väl de kalkrika markerna på Gotland. Vänern kan i mycket ses som ett genomsnitt då det där blandas vatten med olika ursprung. Det är stor skillnad på det vatten som kommer från gränstrakterna mellan Värmland och

Dalarna där berggrunden är karg sandsten och det vatten som rinner i Västergötlands åar från kalkrika jordbruksbygder.

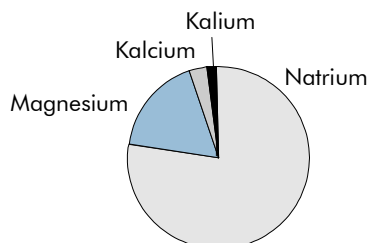
De positiva jonerna domineras av kalcium, magnesium och natrium, medan vätekarbonat, sulfat och klorid är de viktigaste negativa jonerna.

Kalcium, magnesium, kalium och vätekarbonat kommer huvudsakligen från vittring av mineraler. Natrium, klorid och i viss mån magnesium och sulfat kan komma från inblåst havsvatten, se figur 41. Sulfat kommer också till stor del från luftföroreningar. De då medföljande vätejonerna har i dessa sjöar reagerat med vätekarbonat och försvunnit ur sjön som koldioxid.

I skogs- och myrsjöar utgör de organiska syrorna en relativt stor andel av de negativa jonerna. Dessa humussyror märks även på färgvärdet i dessa sjöar.

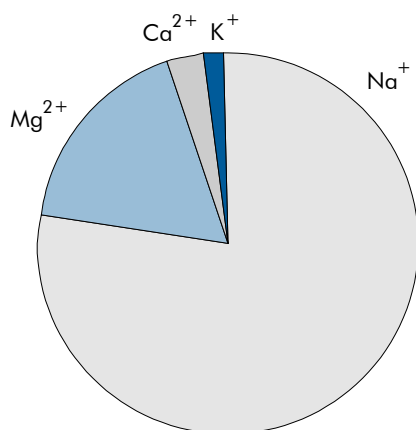
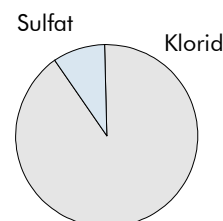
Jonbalans i hav

Positiva joner, katjoner

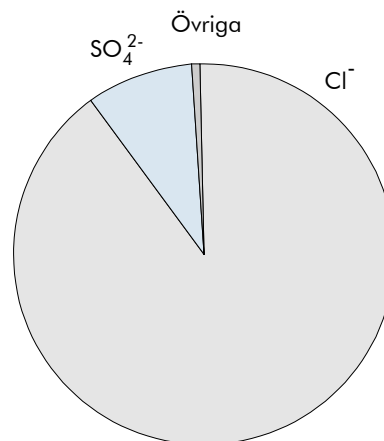


Total mängd lösta ämnen i Östersjön, brackvatten, 8 g/kg

Negativa joner, anjoner



Total mängd lösta ämnen i Atlanten, oceanvatten, 35 g/kg



Bästeträsk i samma skala som oceanvattnet

Figur 41 Jonbalans i havet

Proportionerna mellan havssaltets viktigaste komponenter (huvudkomponenterna) är lika överallt i havet, vare sig salthalten är hög eller låg. Detta faktum gör att man relativt enkelt kan bestämma vattnets totala saltmängd, eftersom det är tillräckligt att mäta koncentrationen av en av huvudkomponenterna. Tidigare mättes kloridjonkoncentrationen genom titrering och övriga joner beräknades genom kända samband, t.ex. $\text{Na}/\text{Cl}=0,556$, $\text{SO}_4/\text{Cl}=0,139$, $\text{Mg}/\text{Cl}=0,067$ eller $\text{Ca}/\text{Cl}=0,021$.

Att havsvattnets huvudbeståndsdelar förekommer i konstanta proportioner beror på att de endast deltar i mycket långsamma biogeokemiska processer. Ämnenas omsättningstider är långa i förhållande till vattnets omsättningstid. Östersjöns stora sötvattentillrinning, ca 450 km³ per år från mer än 200 vattendrag, ger Östersjöns vatten en lägre salthalt än oceanernas och en något annorlunda jonsammansättning. Ändå är proportionerna mellan huvudkomponenterna anmärkningsvärt lika i östersjövatten och oceanvatten. I östersjövattnet finns lite mer kalcium och magnesium i förhållande till klorid än i oceanvatten.

Fördelning i viktprocent av de joner som ingår i havssalt

	Atlanten Oceanvatten 35 g/kg	Östersjön Brackvatten 8 g/kg
Viktsandel		
Klorid	55	55
Natrium	30,6	30,5
Sulfat	7,7	7,7
Magnesium	3,7	3,8
Kalcium	1,2	1,4
Kalium	1,1	1,1
Övrigt	0,7	0,5

Vattenomsättning i sjöar

Att känna till vattenbalansen i ett sjösystem är viktigt vid bedömningen av sjöns status och för beräkning av räddningsinsatser. Vattenvolymen i sjön är nödvändig att känna för kalkmängdsberäkningar. Omsättningstiden ger en fingervisning om hur sjön påverkas av tillrinnande vatten.

De hydrologiska sambanden i sjön har också stor betydelse när provpunkter ska bestämmas och vid bedömning av recipientkapaciteten.

Om in- och utlopp ligger nära varandra, sjön är djup eller om det finns väl avskilda

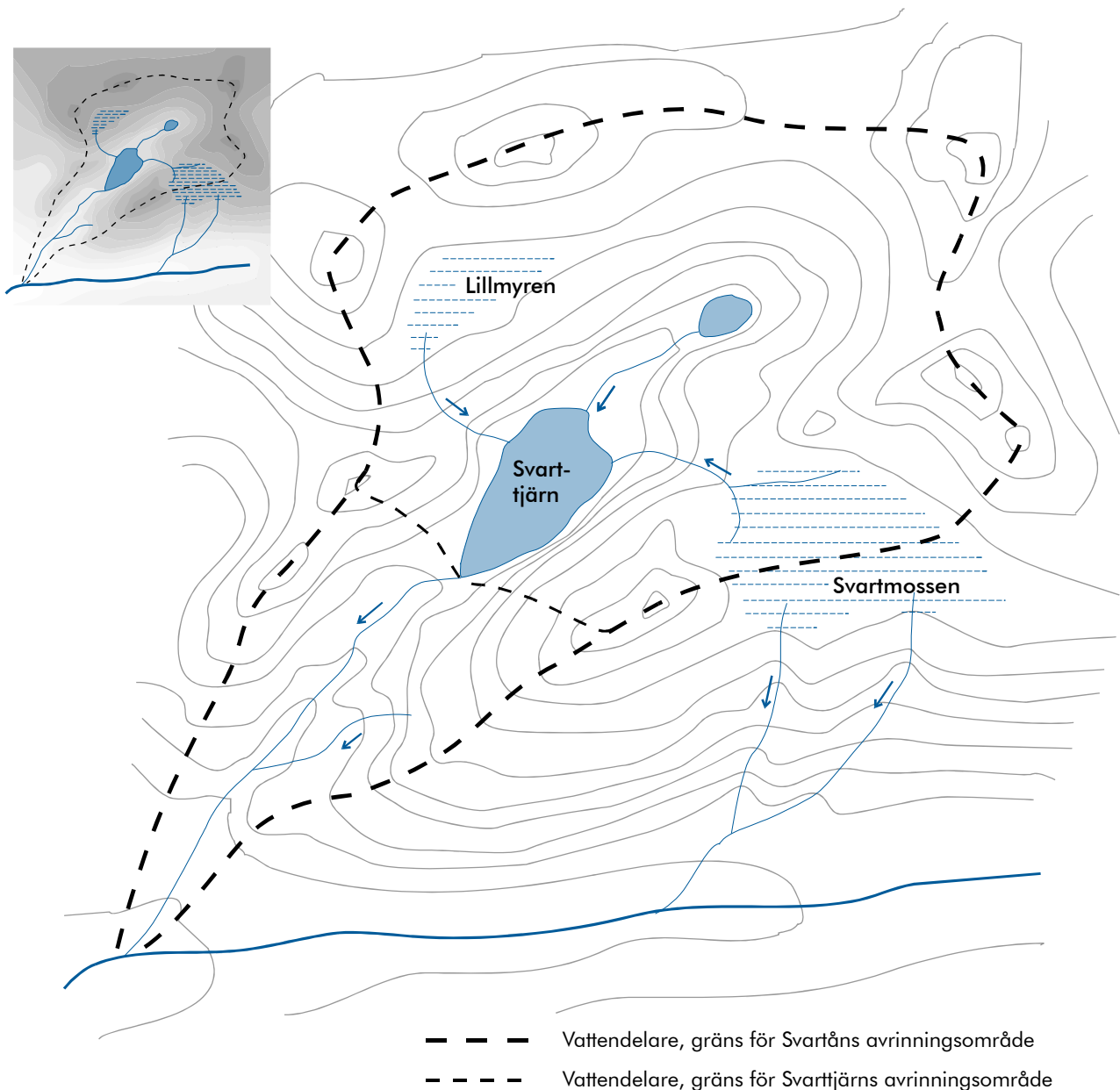
vikar, blir omsättningstiden och även vattenkvaliteten olika för olika vattenmassor i sjön.

Vattenflödets storlek används vid budgetberäkningar för olika ämnen med vattenanalyser som underlag och vid styrning av kalkdoserare.

Vattenomsättningstiden

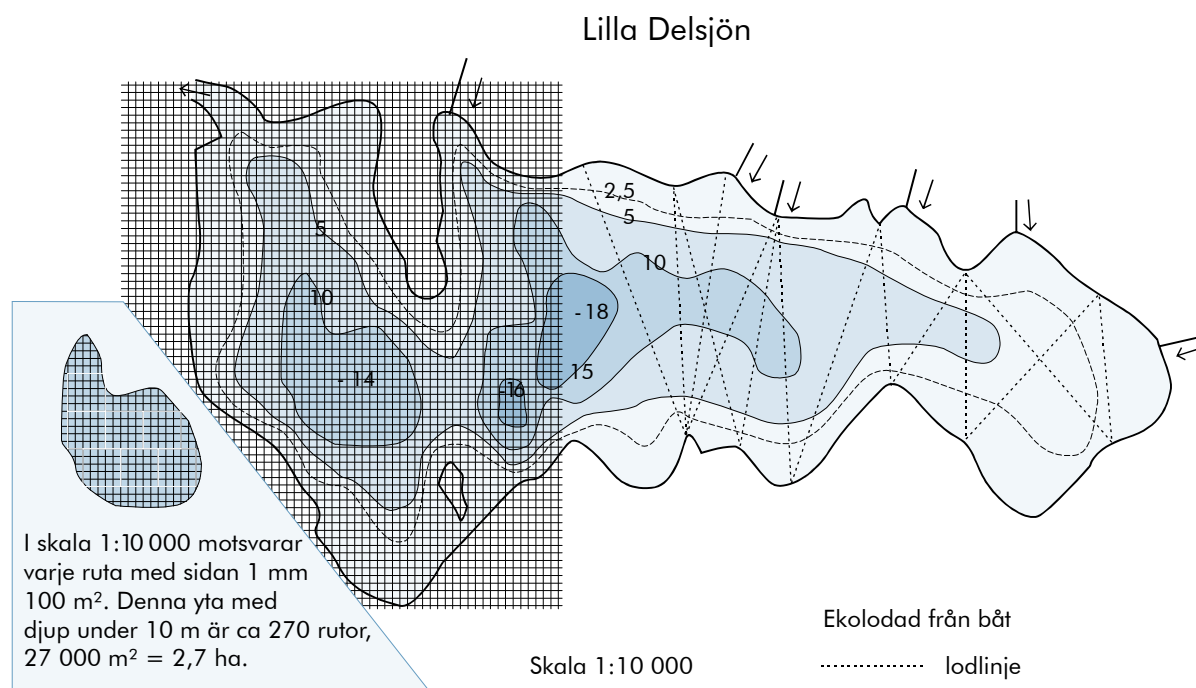
Hur snabbt vattnet i en sjö byts ut kan beräknas om volymen och flödet genom sjön är kända. Flödet

kan fås genom mätning i sjöns utlopp eller genom teoretisk beräkning. Vid beräkning måste man veta avrinningsområdets yta och avrinningen per ytenhet. Vattendelaren runt avrinningsområdet ritas upp på en topografisk karta eller för mindre områden på en ekonomisk karta med höjdkurvor. De flesta större vattenområden har uppritade vattendelare. Kartor finns hos SMHI, länsstyrelsen eller hos kommunen. För mindre



Figur 42. Svartåns avrinningsområde

Ett avrinningsområde är det område vars vatten förs samman i en punkt, i detta fall Svartåns utlopp i Lillälven. Även delområdet Svarttjärns avrinningsområde är inlagt i figuren. Avrinningsområdet avgränsas av en ytvattendelare. Även grundvattnet har en vattendelare som i urberg-moränterräng oftast sammanfaller med ytvattendelaren.



Figur 43. Lodkarta över Lilla Delsjön i Göteborg ur "Försurningsläget i sjöar och vattendrag. Del 2, Lodkartor", Göteborgsregionen, 1980. Till vänster syns hur man räknar ytor med hjälp av mm-papper, till höger visas de linjer som lodats i sjön. Sådan lodning har även gjorts i vänstra delen av sjön.

sjöar har avrinningsområdet ritats upp i samband med kalkningsplanering om sjön kalkas. Vattendelaren för det angränsande avrinningsområdet utgör också till en del vattendelare för det område man intresserar sig för.

Den genomsnittliga avrinningen motsvaras i stort sett av nederbörden minus den totala avdunstningen. Då försummas magasinförändringar och regionala grundvattenflöden, som i Sverige huvudsakligen är små.

Årsmedelnederbörden fås från SMHI:s data, vilka även presenteras i kartform på sidorna 22–23. Dessa kartor bygger på SMHI:s "Sveriges vattenbalans, Årsmedelvärden (1931–60) av nederbörd, avdunstning och avrinning" av Bertil Eriksson. En något mera detaljerad karta över avrinningen finns i Tryselius, "Run-off map of Sweden".

Beräkning av omsättningstiden

$$\text{Omsättningstiden} = \frac{\text{Volymen}}{\text{Flödet}} =$$

$$= K \cdot \frac{\text{Volymen}}{\text{Avrinningsområdets yta} \cdot \text{Avrinningen}}$$

Om volymen ges i m³,
avrinningsområdets yta i km²,
avrinningen i mm/år,
och K = 10⁻³,
så fås omsättningstiden i år.

Om avrinningen ges i l/s • km², blir K = 31,5 • 10⁻⁶.

Om man dividerar volymen med flödet, får man den teoretiska omsättningstiden. Den-

na tid får tas med en nypa salt. Den verkliga omsättningen bestäms även av inloppets läge i förhållande till utloppet och skiktningseffekter. Jämför t.ex. de hydrologiska förhållandena i Asksjön med de i Rammsjön på sidan 7.

Beräkna area

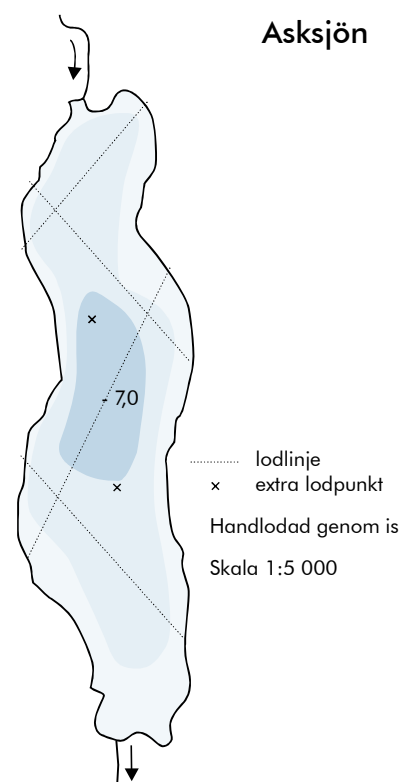
Det finns ett flertal sätt att mäta yta. Ett instrument som tidigare användes ofta på ingenjörskontor är planimetern. Det går även att räkna rutor på ett mm-papper (se figur 43). Man kan också klippa ut ytan och väga papperet på en noggrann våg, 0,1 mg, och jämföra med en utklippt känd yta. Om man har kartan inmatad i en dator, kan t.ex. GIS-program räkna ut ytan åt dig.

Volymen

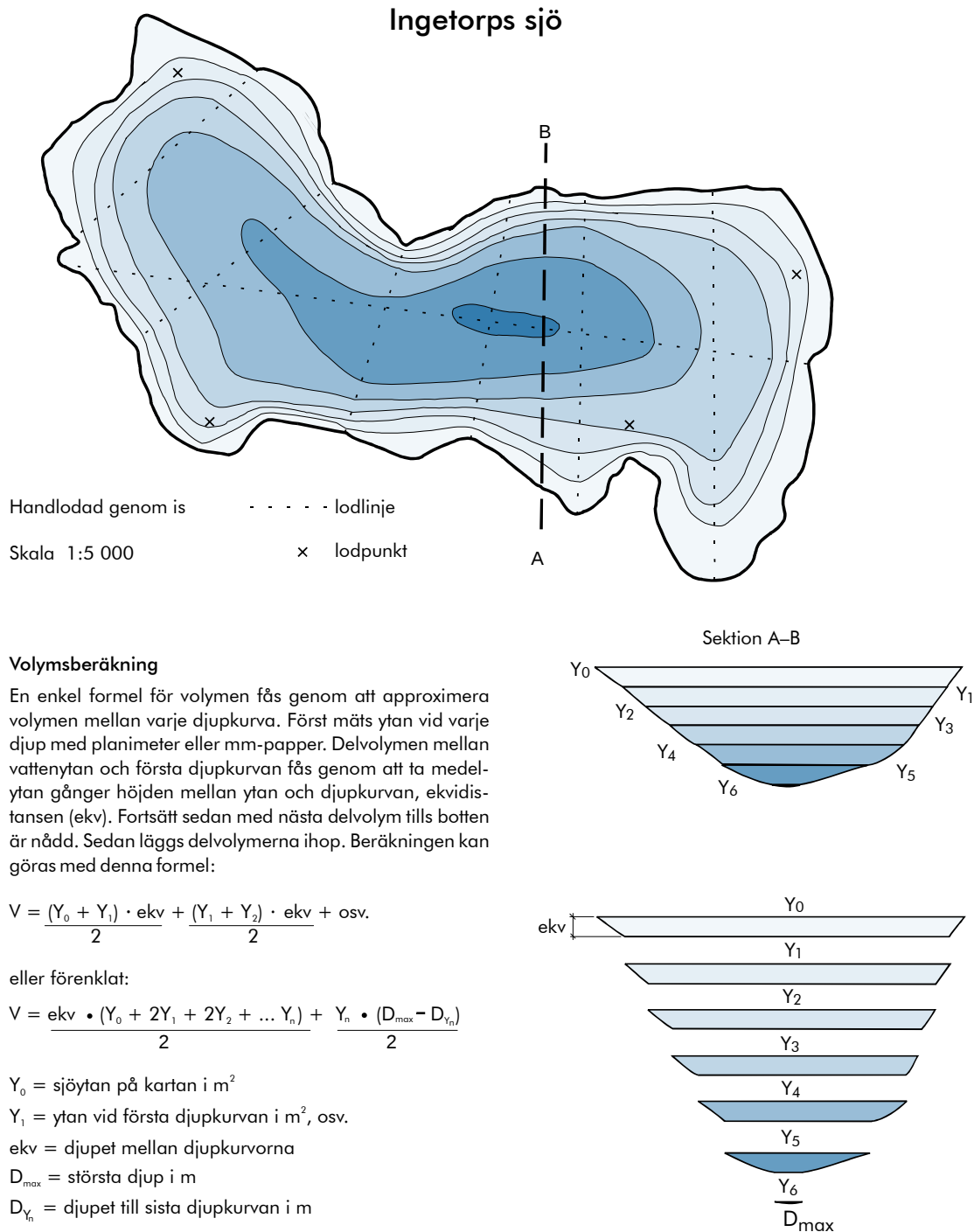
En enkel uppskattning av volymen i vattenområdet fås om ytan multipliceras med 1/3 • maxdjupet. Tyvärr kan dock felet bli stort med denna metod. För en säkrare beräkning måste en lodkarta upprättas om sådan inte redan finns.

Lodning

I större sjöar görs lämpligen lodningen med skrivande ekolod



Figur 44. Lodkarta över Asksjön i Härryda kommun ur "Försurningsläget i sjöar och vattendrag. Del 2, Lodkartor", Göteborgsregionen, 1980.



Figur 45. Lodkarta över Ingetorps sjö i Kungälv ur "Försurningsläget i sjöar och vattendrag. Del 2, Lodkartor", Göteborgsregionen, 1980.

från båt. Mindre sjöar, upp till ca 30 ha, går bra att loda genom borrhål i is. Både visande ekolod och handlod är här användbara. Beroende på topografin kan 2–5 lodpunkter per ha vara lagom. Lodningarna görs lämpligen längs linjer med 20–50 m mellan lodpunkterna. En djupkarta upprättas sedan med passande ekvidistanser, 2,5 el-

ler 5 m. Kartskalan bör vara 1:5 000 eller 1:10 000.

Uppgifter om vilka sjöar som är lodade finns bl.a. på sidan om hydrologiska data (www.smhi.se) hos SMHI.

Lodkartor finns publicerade i:

Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, "Lodade sjöar i Bohuslän".

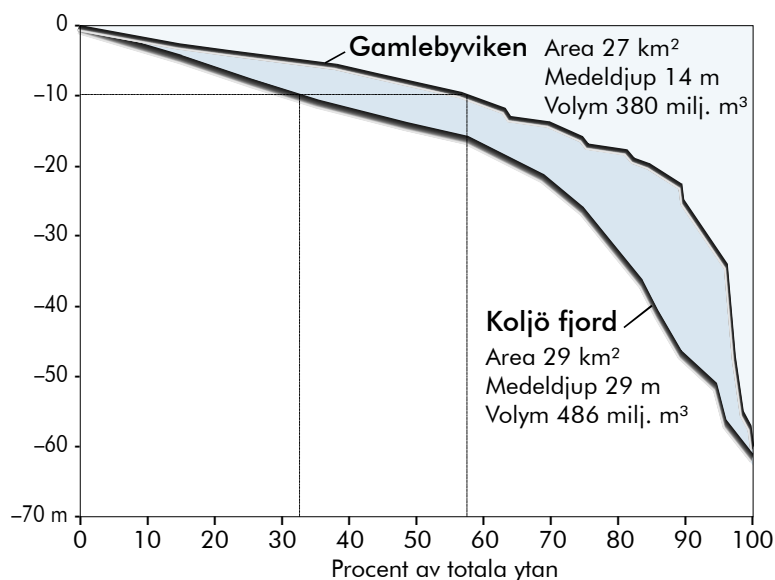
Göteborgsregionen, "Försurningsläget i sjöar och vattendrag. Del 2, Lodkartor", Göteborg 1980.

Hypsografisk kurva

Vid studier av processer i ett vattenområde kan en hypsografisk kurva ge värdefull information. Kurvan ger t.ex. information om hur stor del av volymen som befinner sig över eller under ett språngskikt. Kurvan används också om volymsrepresentativa delprover från olika nivåer ska samlas in.

De hypsografiska kurvorna i figur 46 här bredvid visar att Gamlebyviken innehåller mycket mindre djupvatten än Koljö fjord, trots att maxdjupet är nästan lika stort.

Den hypsografiska kurvan upprättas från en lodkarta eller med hjälp av djupangivelser i sjökort.



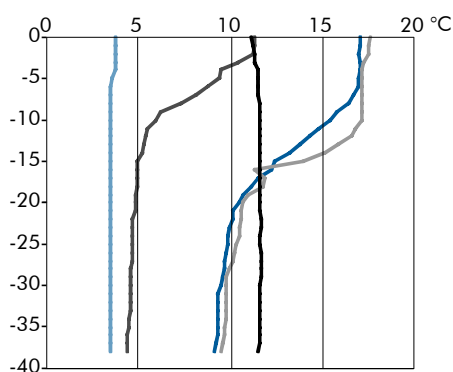
Figur 46. Koljö fjords och Gamlebyvikens hypsografiska kurvor. Kurvan visar jordytans areal på olika djupnivåer när den totala arean är känd. Här framgår att Gamlebyviken har betydligt större andel av sin bottenyta på djup mindre än 10 meter.

Cirkulation eller ej

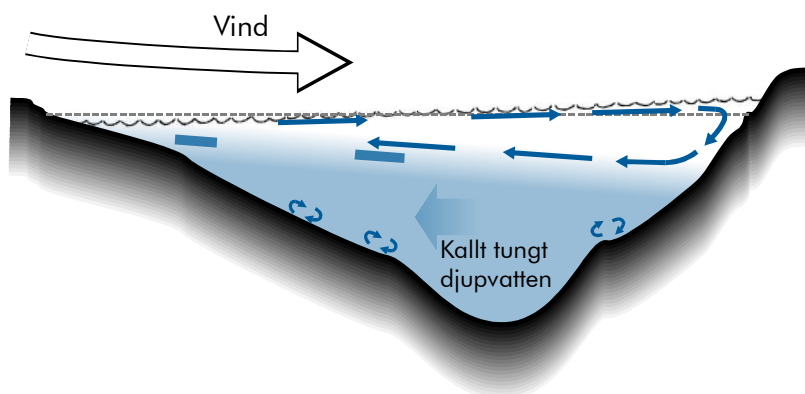
Det är vinden som huvudsakligen står för omblandningen av sjövattnet. Av naturliga skäl är därför istäckta sjöar dåligt omblandade. Men även på sommaren finns ett omblandningshinder i form av ett temperatursprångskikt. Det varmare ytvattnet är så mycket lättare att det inte sjunker ner och blandas med det kallare och där-

med tyngre bottenvattnet. Vattnet i djupare sjöar brukar därför bara blandas två gånger per år, vid vår- och höstcirkulationen, då temperaturen i vattenmassan är homogen (+4 °C på våren, på hösten kan temperaturen vid cirkulationen vara högre, se figur 47 nedan). Vill

man ha ett vattenprov som är representativt för hela vattenmassan, är det lämpligt att ta sitt prov under en cirkulationsperiod eller strax efter.



Figur 47. Typiska temperaturvariationer under vinter, försommar och sensommar i en insjö. Från uppmätningar i Mjöln år 2000.



Figur 48. Det är vindkrafterna som blandar om sjövattnet genom att pressa ytvatten från läsidan. På våren och hösten, då språngskiktet är svagt eller obefintligt, går kompensationsströmmen ända ner till botten och ger fullständig omblandning i sjön. De vattenrörelser som vindströmmen ger upphov till skapar också virvelbildning vid ojämnheter på bottenarna och ger därmed omblandning under språngskiktet. Starka vindar kan blanda om grunda sjöar fullständigt även på sommaren.

Havsvattnet är i ständig rörelse!

Havets tillstånd ändrar sig lika ofta som vädret i atmosfären. Vattnets rörelser ges av summan av de krafter som verkar på en vattenvolym. Ström i havet orsakas av vind, horisontella tryckskillnader samt av de tidvattenbildande krafterna. Jordens rotation, friktionseffekter, kuster och botten påverkar rörelsen. Rörelsen är mycket varierande i tid och i rum och kräver mätningar vid flera tillfällen på olika djup.

Effekt av jordens rotation

Så snart en kropp sätts i rörelse på jordytan kommer den att påverkas av jordens rotation. Kroppens rörelse avlänkas medurs på norra halvklotet och moturs på södra halvklotet. Den avlänkande kraften är vinkelrät mot rörelseriktningen och kallas Corioliseffekten eller Corioliskraften. Den är noll vid ekvatorn och ökar mot polerna.

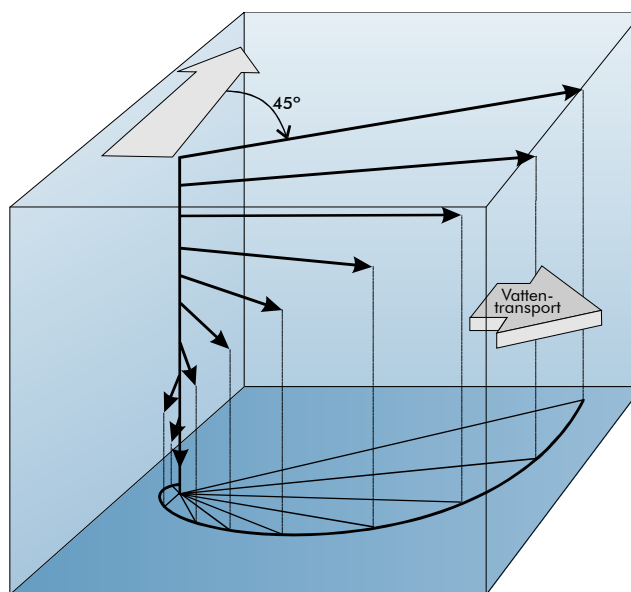


Figur 50. Figuren visar hur vindar, vatten och is – ja alla kroppar i rörelse på jordytan – som sätts i rörelse på jorden beskriver en böjd bana, åt höger på norra halvklotet och åt vänster på södra halvklotet. Corioliseffekten är proportionell mot rörelsens hastighet, dvs. ju högre kroppens hastighet är, desto mer avlänkas rörelsen. Trots att Corioliskraften verkar medurs på norra halvklotet får den luften att cirkulera moturs runt ett lågtryck.

C=Corioliskraften, P=Tryckskillnadskraften

Ström

Jetströmmar i oceanernas ytvatten är som stora floder, avgränsade av temperatur- och salthaltssprångskikt i vattenmassan och geografiskt koncentrerade på grund av jordens rotation. Störst är Golfströmmen, som liksom en gigantisk flod forslar fram över Nordatlanten. Golfströmmen ensam transporterar lika mycket vatten som jordens alla "vanliga" floder tillsammans. I Golfströmmens vatten finns enorma mängder värme och tonvis med lösta ämnen som transporteras från ekvatorn, längs



Figur 49. Vindström på norra halvklotet. Vindens totala effekt summerad över hela Ekmandjupet blir en transport av vatten – Ekmantransporten – 90° till höger om vinden. För en vind på 10 m/s på våra breddgrader kommer Ekmanlagrets tjocklek att vara ca 50 m.

Nordamerikas kust, över Nordatlanten och upp mot norra Europa. När Golfströmmen når Skandinavien byter den namn till Norska Kustströmmen. På sin väg över Nordatlanten är den i medeltal 100 km bred och ca 1 000 m djup. Den har en hastighet på 200 cm per sekund och transporterar 200 miljoner kubikmeter vatten per sekund (=200 Sverdrup)! Det är 1000 gånger mer än i Amazonfloden, jordens största flod.

I kustnära områden kan ofta en permanent cirkulation påvisas. Denna påverkas dock starkt av vinden och är därför mycket varierande. Ostliga vindar över Östersjön medför att det lågsalina vattnet bildar en stark utström i ytan och transporterar stora mängder vatten ut i Kattegatt som plötsligt kan få en lägre salthalt i ytan.

Strömmens hastighet anges i cm/s. En västlig ström går mot väster.

Vindström

Vind driver ström. En nordlig vind kommer från norr och dess hastighet anges i m/s. Vindens effekt på havet beskrevs redan 1902 av den svenske oceanografen V.W. Ekman. När en vind blåser över en havsyta påverkas ytvattnet med en kraft i vindens riktning. Om vinden blåser i samma riktning under 12

timmar med en hastighet av 10 m/s över djupt vatten ger den upphov till en ytström på 20 cm/s. Med andra ord är vindströmmens hastighet i ytan ungefär 2 procent av vindens hastighet. När ytvattnet väl börjat röra sig, påverkas det även av Corioliskraften. Ytströmmens riktning kommer därför att bli riktad 45° till höger om vinden på norra halvklotet och till vänster om vinden på södra halvklotet. Vindenergin överförs sedan till djupare liggande vattenlager genom vertikalfriktion, så att ytlagret drar med sig lagret närmast under ytan. Corioliskraften vrider rörelsen ytterligare till höger och strömhastigheten avtar på grund av friktionsförluster. Ekmanteorin beskriver att strömhastigheten avtar exponentiellt med djupet och att vindströmmens vinkel med vindriktningen på våra latituder ökar med 2 å 3 grader per meter djupökning, om vattnet har homogen densitet. På det s.k. friktionsdjupet (Ekmandjupet) har strömhastigheten minskat till nästan noll. Djupare än Ekmandjupet kan vinden inte påverka strömmar i havet. Ekmanlagrets tjocklek kan grovt uppskattas ur sambandet:

$$\text{Ekmandjup (m)} = \frac{7,6 \cdot \text{vindhastighet (m/s)}}{\sqrt{\sinus \text{ för latituden}}}$$

Uppvällning

En intressant effekt som uppkommer längs den svenska ostkusten vid sydliga eller sydvästliga vindar är s.k. uppvällning (upwelling). Det varma ytvattnet transporteras bort från kusten och ersätts av kallt, näringsrikt vatten från större djup. En uppvällning ger därför goda förutsättningar för en stor biologisk primärproduktion, eftersom denna vanligen begränsas av tillgången på näringsämnen. Om vattnet transporteras in mot kusten, kan det i stället tryckas ner till ett större djup (nervällning eller downwelling).

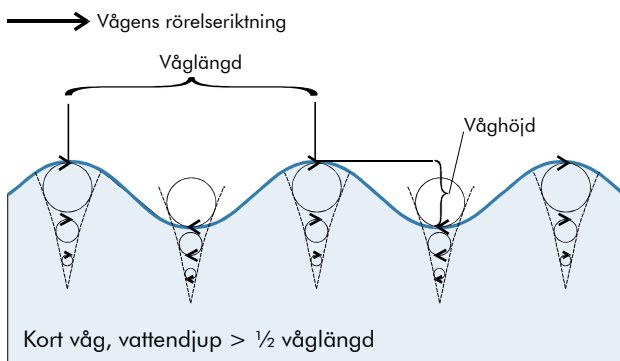
Geostrofisk ström

Strömmar i havet bildas även av horisontella skillnader i tryck som ger geostrofiska strömmar (tryckgradientström). En geostrofisk ström kan orsakas dels av densitetsskillnader inom havet, dels av oregelbundenheter i havsytan. Snedställning av havsytan kan orsakas av lufttrycksskillnader, densitetsskillnader eller transport av vatten genom vindens inverkan. Den geostrofiska strömmens hastighet och riktning går att beräkna om man mäter variationer i densitet eller havsytans snedställning.

Vågor

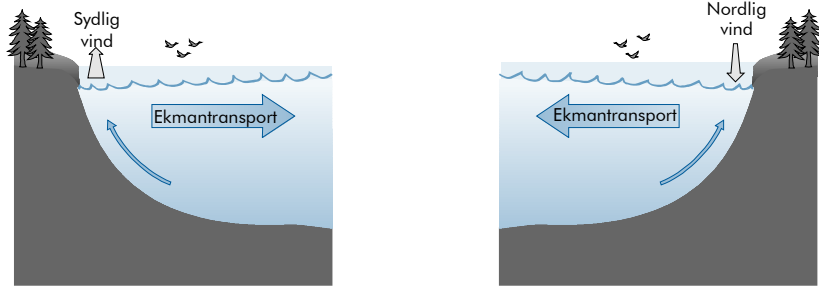
Vind föder vågor. I Östersjön uppmättes under en orkan 12,75 m som den största våghöjden (SMHI). Våghöjden räknas som avståndet mellan vågdal och vågtopp. Vågor av skilda slag förekommer alltid i havet. De kan framkallas av enstaka tillfälliga störningar, t.ex. vulkanutbrott, av periodiska störningar, t.ex. tidvattenbildande krafter eller av operiodiska störningar, t.ex. vind och lufttryck.

Vid en vågrörelse i vatten rör sig vattenpartiklarna i slutna orbitalbanor. Som följd av detta uppstår i vattenytan vågor med vågberg och vågdalar. I korta vågor är orbitalbanorna cirklar med en radie lika stor som vågornas amplitud. Korta vågor bildas om vattendjupet är större än halva våglängden. Långa vågor bildas om våglängden är stor i förhållande till djupet. I långa vågor är orbitalbanorna därför degenererade

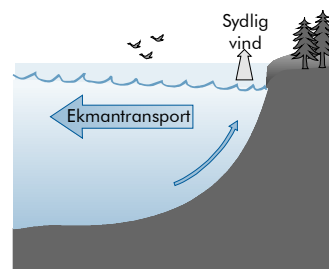


Figur 52. Korta och långa vågor.

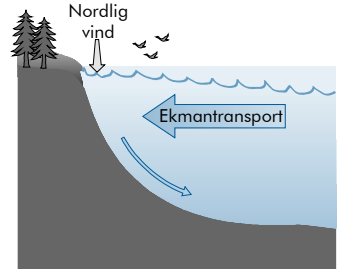
Uppvällning på norra halvklotet



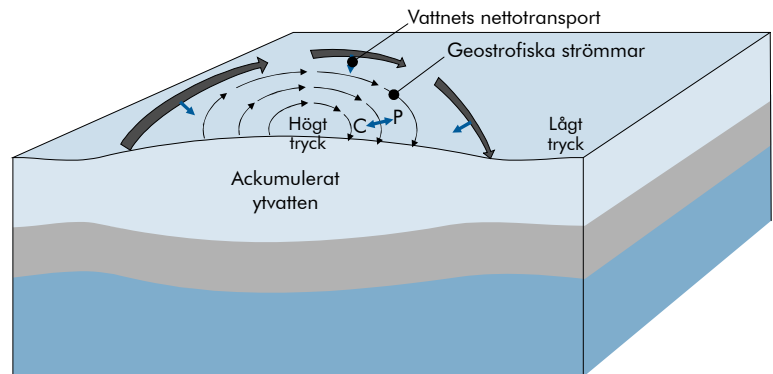
Uppvällning på södra halvklotet



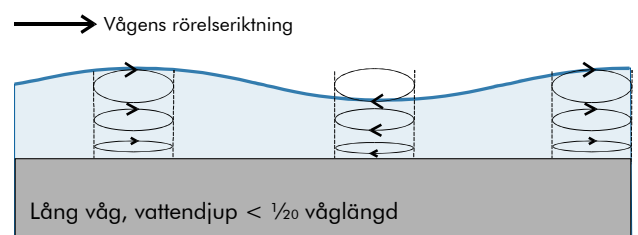
Nervällning på norra halvklotet



Figur 51. Uppvällning av kallt djupvatten vid en ostkust och en västkust på norra halvklotet (ovan) och vid en västkust på södra halvklotet (nedan till vänster) samt nervällning vid en ostkust på norra halvklotet (nedan till höger).



Figur 53. Ett vindsystem på norra halvklotet har orsakat att ytvatten har transporterats in och samlats i mitten av systemet (Ekmantransport). När havsytan nu lutar uppkommer en horisontell komponent av tryckkraften (P), vilken påverkar vattnet med en kraft riktad vinkelrät mot tryckfallet, från det högre trycket mot det lägre. Vid ett jämviktsstillstånd kommer P att balanseras av Corioliseffekten (C). Strömmen måste då vara riktad längs med isobarytor, med det högre trycket till höger om rörelseriktningen. Strömshastigheten blir högre ju högre tryckfallet är.



Vågor forplantningshastighet:

Allmänt

$$c = \frac{\lambda}{T}$$

Kort våg

$$c = \sqrt{\frac{g \cdot L}{2\pi}}$$

Lång våg

$$c = \sqrt{g \cdot h}$$

c = fashastigheten

g = tyngdaccelerationen

 λ = våglängd

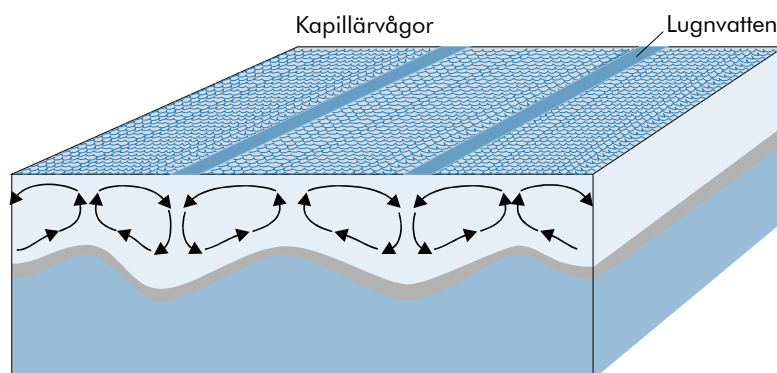
L = våglängden

T = tiden för en period

h = djupet

Kort våg = våglängden är mycket mindre än vattendjupet

Lång våg = våglängden är mycket större än vattendjupet



Figur 54. Interna vågor i gränsskikt mellan vattenmassor, i detta fallet pyknoklinen. Vågens hastighet bestäms av gränsskiktets djup och densitetsskillnaden (ur Grant Gross).

till mer eller mindre hoptryckta ellipser.

I havet bildas inte bara vågor i havsytan, utan även långa interna vågor i gränsskikt mellan vattenmassor kan finnas. En intern våg kan genereras av t.ex. tidvatten eller snabba ändringar i lufttrycket. De interna vågorna kan ha stor betydelse för utbytet mellan ytvattnet och djupvattnet. Om de interna vågorna bryter blandas syrerikt ytvatten ner till bottenvattnet, samtidigt som näringsrikt djupvattnet kan föras upp till ytan. Interna vågor är långsammare än vågor i ytan, men amplituden för den interna vågen kan bli mycket stor i jämförelse med amplituden på en ytvåg. De är mest påtagliga i områden med välutvecklade pyknoklinor som t.ex. fjordar. I ett kustnära område kan närvaron av en intern våg snabbt höja eller sänka läget för haloklinor och termoklinor.

En ytnära intern våg kan bromsa upp ett fartygs hastighet på ett till synes oförklarligt sätt. Detta kallades "dödvatten" av forna tiders vidskepliga sjöfarare. Fenomenet förklarades av V.W. Ekman i slutet av 1800-talet efter studier i norska fjordar.

Tidvatten

Tidvattnets period i haven runt Sverige är ca 12 timmar. Det är ett s.k. halvdagligt tidvatten med 2 högvatten och 2 lågvatten under ett dygn. Tiden mellan högvatten och lågvatten kallas ebb, tiden mellan lågvatten och högvatten kallas flod. Amplituden är vattenståndets avvikelser från medelvattenståndet. Förutsatt att ett havsområde är tillräckligt stort uppkommer en tidvattenvåg genom att månens och solens dragningskraft påverkar havet samtidigt som månen och jorden roterar kring sin gemensamma tyngdpunkt (centrifugalkraft). Norra Atlanten är tillräckligt stort för att en tidvattenvåg med amplituden ca 1 m ska bildas. Östersjön är för litet för eget tidvatten. Det tidvatten som ändå registreras i haven runt Sverige importeras från Atlanten via Nordsjön. Friktionsförluster gör att tidvattenvågen minskar ju längre in mot Östersjön den kommer. I trånga sund kan tidvattnet ändå ge upphov till starka strömmar på upp till 3 knop. Den största tidvatteneffekten, 21 m, finns i Fundy Bay i Kanada. Ute i havet används

en stor del av tidvattnets rörelseenergi till blandning av vattenmassor.

Tidvattentabell finns i "Svensk Lots".

Vattenstånd

Tidvattnet kan lätt registreras om en mätsticka monteras upp i vattenbrynet, t.ex. på berget eller på en brygga. Vattenståndet avläses en gång i timmen under minst 12 timmar. Under denna tidsperiod kommer ett högvatten och ett lågvatten att passera. Aktuellt vattenstånd vid några stationer längs svenska kusten finns på SMHI:s hemsida (www.smhi.se). Vattenståndet påverkas dessutom av vindar och lufttryck, så att

- högttryck ger lågt vattenstånd
- lågttryck ger högt vattenstånd

1 millibar (mbar) ändrat lufttryck ger 1 cm ändrat vattenstånd.

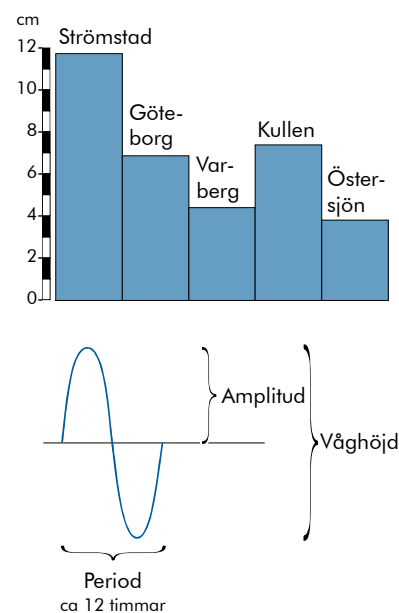
På våra breddgrader kan lufttrycket variera från ca 950 mbar i djupa lågtryck till ca 1 050 mbar i mäktiga högtryck. Lufttrycket vid havsytan definieras som tyngden av en lodrät luftpelare genom hela atmosfären, där pelarens genomskärningsyta är 1 cm². Östersjöns vattenstånd har mätts sedan 1887. Rekordhøgt lufttryck var det 1907 med 1 064 mbar, vilket gav 65 cm lägre vattenstånd än normalt. Om vindeffekten samverkar kan vattennivån pressas ner ytterligare. Till exempel var vattenståndet vid Stockholm 75 cm under normalvattenstånd 1989.

Blandning

Nästan all blandning i havet sker genom virvelbildning i s.k. turbulent diffusion. Hur effektiv blandningen är, eller hur stor spridningen av ett ämne som tillförs havsområdet blir,

beror på virvlarnas storlek. Dessa kan variera från att vara mindre än 1 mm till flera mil i diameter. Turbulensen orsakas på mekanisk väg t.ex. av vinden eller när vatten rör sig nära en botten. Om två vattenlager med olika innehåll av t.ex. salt möts sker även en molekylär diffusion, som strävar efter att jämna ut koncentrationsskillnader. Det innebär att saltet vandrar

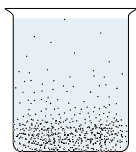
Tidvattenamplituder



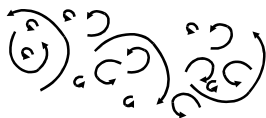
Figur 55. Den tidvattenvåg som genereras i norra Atlanten går delvis in i Skagerrak och Kattegatt efter att ha rundat Nordsjön. Längs svenska västkusten kan tidvattnet vara ± 20 cm. I de danska sunden stryps Atlantens tidvattenvåg effektivt. Eftersom Östersjön dessutom är ett alldeles för litet hav för att det ska kunna bildas en egen tidvattenvåg här, är tidvattnet i Östersjön mycket litet, ca ± 4 cm.

Molekylär diffusion

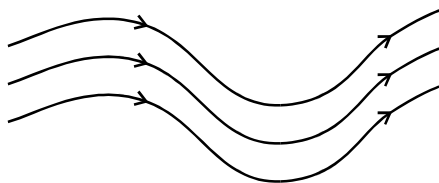
Spridningen beror på koncentrationsskillnader.
Diffusionen sker från hög till låg koncentration.

**Turbulent diffusion**

Spridningen beror på turbulenta virvlar i vattnet.

**Advektion**

Spridningen orsakad av vattnets strömmar.

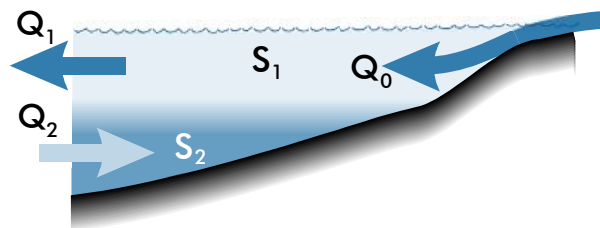


Figur 56. Blandnings- och spridningsprocesser i sjöar och hav. I vattenmassan förekommer alla tre processerna samtidigt. Den turbulenta diffusionen är effektivare än den molekylära. I de flesta fall är den molekylära spridningen så liten att man kan bortse från den. Detta gäller dock inte i gränsskikten mellan atmosfär–vatten eller vatten–sediment.

från vatten med högre mot lägre salthalt. I havet är den molekylära diffusionen mycket mindre än den turbulenta diffusionen. Om ytvattnets densitet ökar, t.ex. genom avkylning under vintern, skapas instabilitet i vattenpelaren och en termohalin konvektion startar. Det tyngre ytvatten sjunker då och ersätts av lättare vatten som stiger upp till ytan. På grund av den stabiliserande saltskiktningen når konvektionen i havet inte speciellt djupt, vanligen endast ner till haloklinen, dvs. ca 60 m i Östersjön och 25 m i Kattegatt. Djupvattnet i havet kan således inte förnyas lokalt från ytan till botten. Detta faktum ger ett ofta dåligt ventilerat djupvattnet i kustnära områden i haven runt Sverige. Vatten och därigenom lösta ämnen kan även transporteras genom advektion och konvektion.

Mätning av ström

Att mäta medelströmmens hastighet och riktning i ett havsområde är inte lätt. Rörelsen varierar under dygnet, under året, från plats till plats och med djupet, dvs. på olika rums- och tidsskalor. Metoder för strömmätning beskrivs på sidan 21.

Knudsens relationer:

Konstant volym ger: $Q_0 + Q_2 = Q_1$

Konstant salthalt ger: $S_1 \cdot Q_1 = S_2 \cdot Q_2$

$$Q_1 = \frac{S_2}{S_2 - S_1} \cdot Q_0 \quad Q_2 = \frac{S_1}{S_2 - S_1} \cdot Q_0$$

S_1 = ytvattnets medelsalthalt

S_2 = djupvattnets medelsalthalt

Q_0 = totala sötvattentillskottet (m^3/s) =
flodtillrinning + nederbörd – avdunstning

Q_1 = utflöde av ytvatten (m^3/s)

Q_2 = inflöde av djupvattnet (m^3/s)

Figur 57. Cirkulationen i ett kustnära hav, där nederbörden och sötvattentillrinningen från land är mycket större än avdunstningen (estuarin cirkulation).

Estuarin cirkulation

Kustnära hav med ett sötvattenöverskott kallas estuarium. I ett estuarium ökar salthalten ut mot havet och ner mot större djup. I medeltal under året strömmar ytvatten med låg salthalt utåt. Vatten med högre salthalt strömmar in i området i djupare liggande lager, blandas upp i ytlagret och förs ut igen. Storleken av utflödet ökar ju längre ut mot havet man kommer. Gränsskiktet mellan det bräckta och det salta vattnet (haloklinen) kan vara mer eller mindre skarpt. Strömmar förknippade med denna s.k. estuarina cirkulation överlagras i allmänhet av betydligt starkare strömmar orsakade av väder och tidvattnet.

Cirkulationen i ett estuarium styrs av graden av blandning mellan djupvattnet och ytvattnet samt av blandningshastigheten. Dessa bestäms i sin tur av flodtillrinning, nederbörd, avdunstning, tidvattenvariationer, vindstyrka och estuariets topografi.

Många av dessa variabler kan vara svåra att direkt mäta. Man måste därför göra vissa förenklingar för att kunna beskriva vattenom-

sättningen och vattnets uppehållstid i ett kustnära havsområde.

En mycket enkel, men ofta användbar modell för uppskattning av den estuarina cirkulationen med hjälp av mätningar endast av salthalt och färskvattentillförsel (årsmedelvärden) är de s.k. Knudsens relationer (figur 57). Relationerna bygger på balans för volym och massa; lika mycket vatten som strömmar ut måste strömma in, lika mycket salt som transporteras ut måste komma in.

Vattenomsättningstiden

Vattnets uppehållstid i området (T) bestäms av förhållandet mellan totalvolymen (V_{tot}) och tillflödet ($Q_2 + Q_0$) eller utflödet (Q_1).

$$T = \frac{V_{\text{tot}}}{Q_1}$$

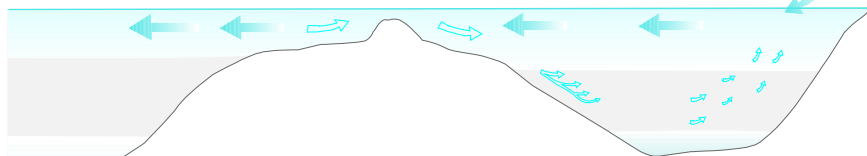
Uppehållstiden kan vara mycket olika i olika typer av kustnära områden. I egentliga Östersjön är den t.ex. 25 år, medan Kattegattvattnets uppehållstid endast är något år. Uppehållstiden för djupvattnet i fjordar är av storleksordningen 1 år, medan ytvatten byts ut på dagar eller veckor.

Hydrografi i haven runt Sverige

Det som gör Östersjösystemet så speciellt är den stora tillförseln av sötvatten i kombination med den trånga förbindelsen med oceanerna.

Estuarin cirkulation som drivs av färskvattenöverskottet

Skagerrak Kattegatt Östersjön Floder

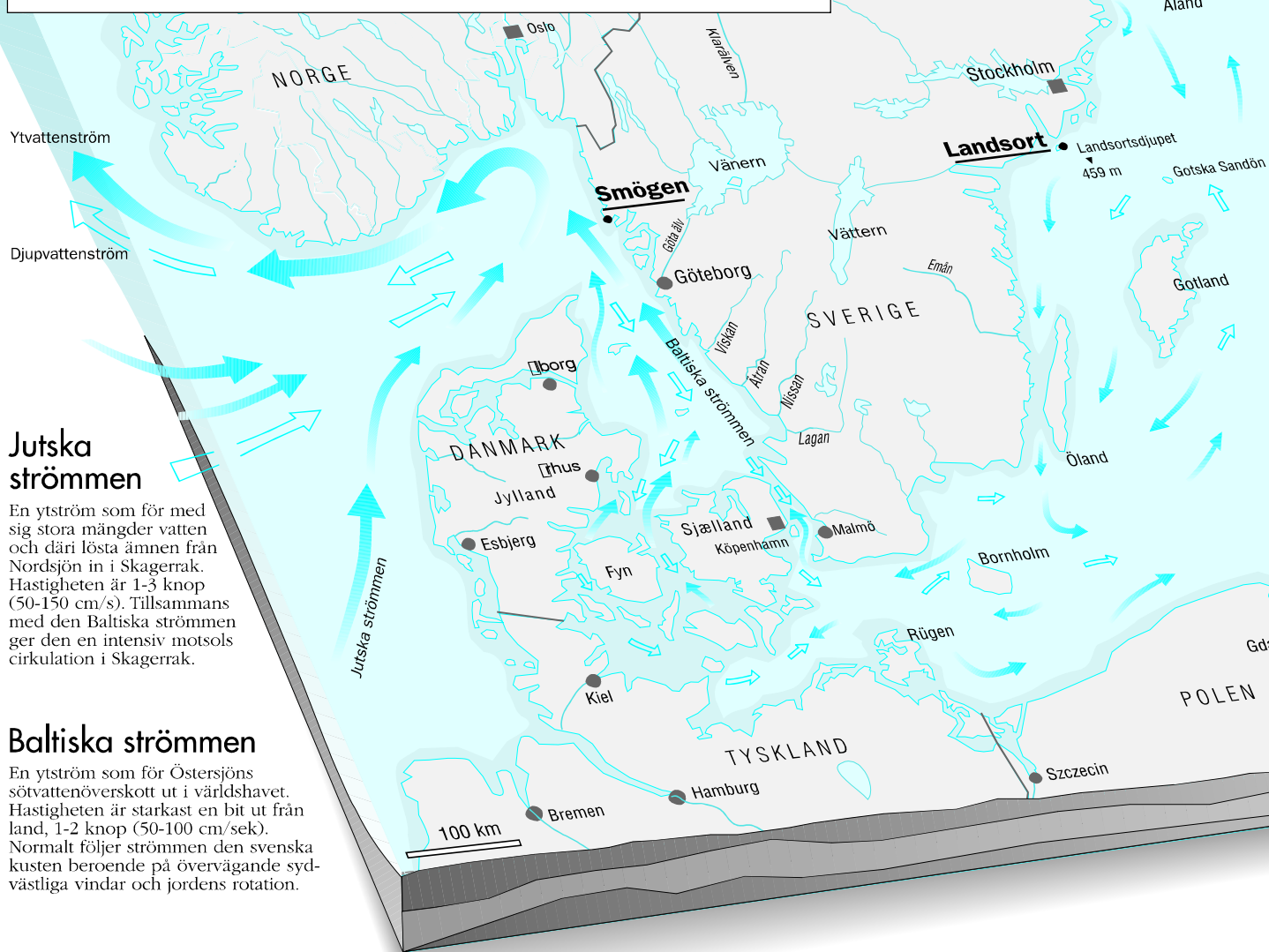
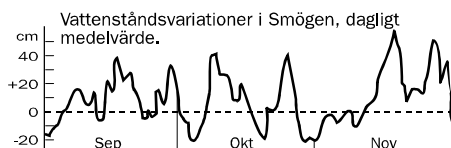


Färskvattentillflödet till Östersjösystemet driver den estuarina cirkulationen. Det årliga färskvattenöverskottet i Östersjön är 475 kubikkilometer. Lika stort är det totala årliga inflödet från Kattegatt. Det årliga utflödet

genom Öresund och bälten är 950 kubikkilometer. Av det årliga inflödet går omkring en tredjedel genom Öresund och två tredjedelar genom bälten. Största delen av det inflödande vattnet lagras in strax under haloklinen (50-100 m). Flödena varierar avsevärt under året.

Strömmar som drivs av växlande vattenstånd

Strömmen längs kusten kan även drivas av växlingar i vattenstånd orsakat av vind, lufttryck eller tidvatten. Olika vindriktningar ger upphov till helt olika cirkulationsmönster. Tidvattnet längs Sveriges kuster är litet, några decimeter i Skagerrak, några centimeter i Östersjön.



Jutska strömmen

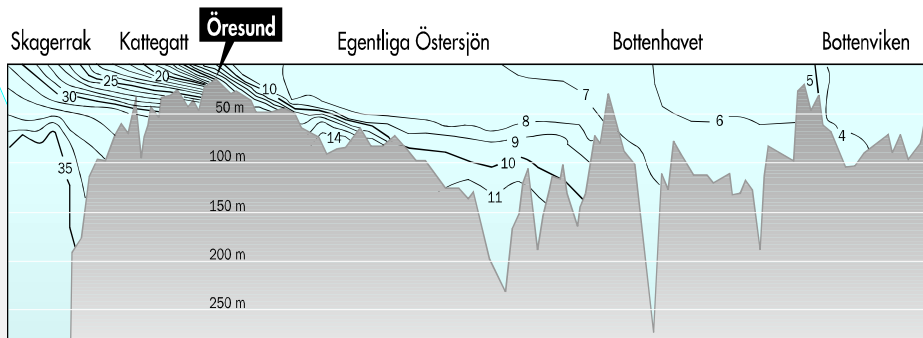
En ytström som för med sig stora mängder vatten och däri lösta ämnen från Nordsjön in i Skagerrak. Hastigheten är 1-3 knop (50-150 cm/s). Tillsammans med den Baltiska strömmen ger den en intensiv motsols cirkulation i Skagerrak.

Baltiska strömmen

En ytström som för Östersjöns sötvattenöverskott ut i världshavet. Hastigheten är starkast en bit ut från land, 1-2 knop (50-100 cm/sek). Normalt följer strömmen den svenska kusten beroende på övervägande sydvästliga vindar och jordens rotation.

Salthalten ökar

I haven runt Sverige ökar alltid salthalten med ökat djup. Den ökar samtidigt utåt i systemet, från Bottenviken till Skagerrak. Lokalt ökar salthalten i ytan från kusten ut mot öppna havet. Vid vissa tillfällen då vinden orsakar uppvällning av salt djupvatten kan salthalten i ytan bli hög nära kusten.



Bottentopografi och salthalter från Skagerrak till Bottenviken

Observera att djupskalan är 1 500 ggr förstorad jämfört med längdskalan. Sektionens verkliga längd är 2 300 km. Isoliner anger salthaltens variation i promille.

Omsättningstid

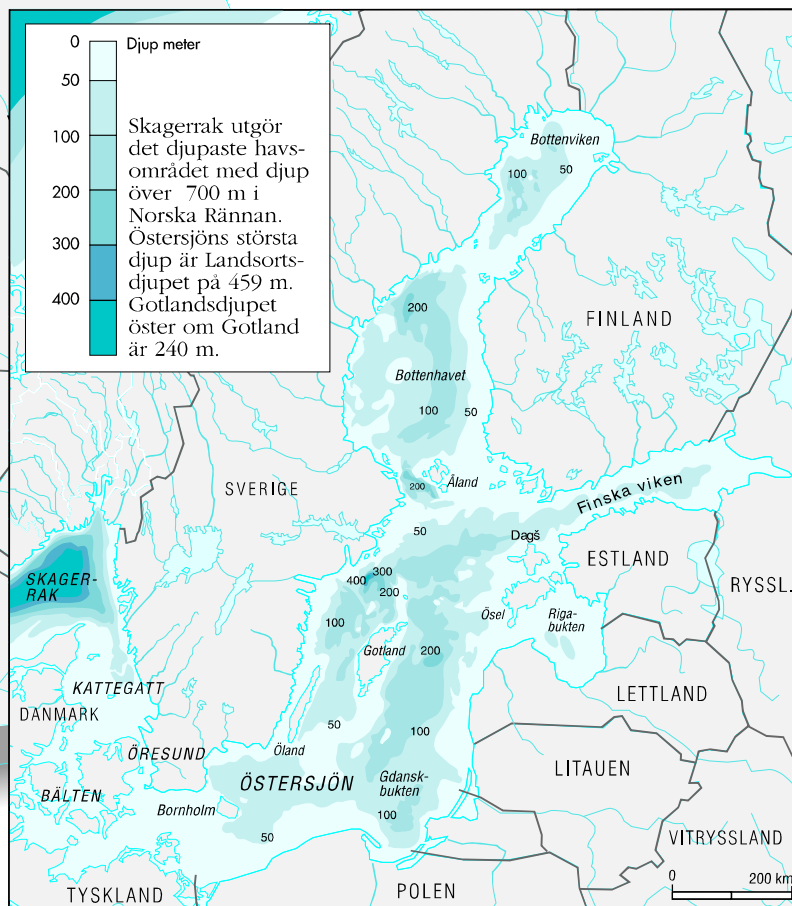
Man kan uppskatta hur snabbt vattnet omsätts i de olika bassängerna om man vet salthalt och volym. En tredjedel av det vatten som rinner ut från Östersjön och Bälten återvänder med inströmmen.

	Skagerrak	Kattegatt	Östersjön
Medeldjup (meter)	218	23	60
Maxdjup (meter)	700	100	459
Areal (kvadratkilometer)	31 500	22 100	377 400
Omsättningstid	några månader	några månader	25-35 år



Östersjöns ytströmmar

Strömmens hastighet och riktning är mycket varierande. Den cirkulerar i medeltal sakta i motsols riktning. Lokalt bestäms strömmen av vinden. Hastigheten är högst närmast kusten och lägre längre ut, ca 1-3 cm per sekund.



Undersökning av grund-, brunn- och markvatten

Grundvatten bildas genom infiltration av ytvatten. Den kemiska beskaffenheten hos grundvattnet beror huvudsakligen på förhållandena i de områden där grundvattnet bildats. Naturliga faktorer som nederbördsmängd, bergarters och mineralers vittringsbenägenhet, bergartens sprickighet eller porositet respektive jordarternas kornstorlek, jordmån, vegetationstyp och antropogena faktorer som nederbördens surhet och markanvändningen präglar vattnets sammansättning. Vidare beror vattenkvaliteten på hur lång tid vattnet varit i marken och på hur lång väg det har strömmat.

Hur snabbt grundvatten omsätts är beroende av topografin och det geologiska materialets genomsläpplighet och magasineringsförmåga. Den höga permeabiliteten i sand och grus ger upphov till höga grundvattenhastigheter, till skillnad från moränen med sin betydligt lägre genomsläpplighet. I moränmark är den omättade zonen i regel mindre och vattenhalten ganska hög.

Till följd av moränjordarnas lägre porositet varierar grundvattennivån mera i höjd. Det medför att jorden får omväxlande oxiderande och reducerande miljö.

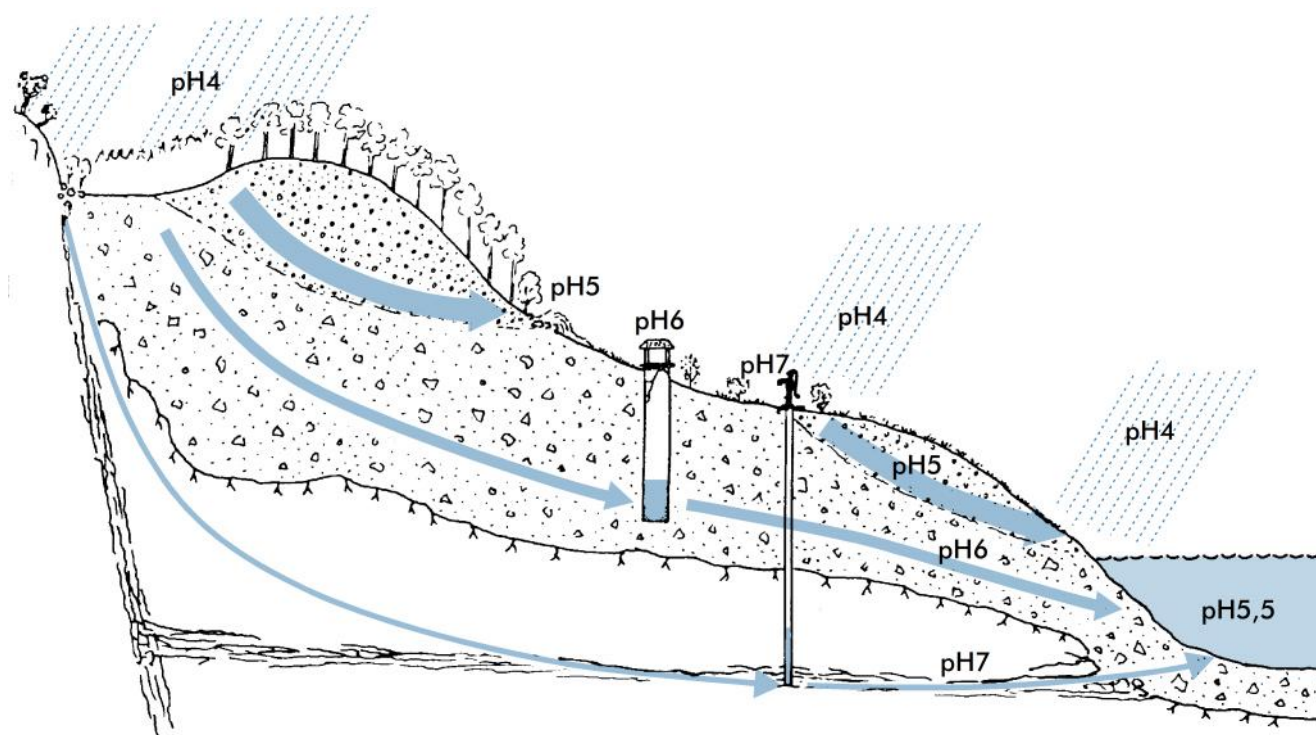
Det är vanligt att grundvatten har lägre pH än 7. Under pH 6 ökar korrosionsproblemen mycket påtagligt, t.ex. kopparkorrosion i vattenledningsrör. Vid pH lägre än 5,4 sjunker alkaliniteten till noll.

Försurningspåverkan visas bl.a. genom att vätekarbonat i grundvattnet ersätts av sulfat, vilket ger sänkt alkalinitet och förhöjd sulfatkoncentration. En annan tidig indikation på det sura nedfallets effekter är att hårdheten ökar.

Grundvattnets pH är ofta sänkt pga. löst koldioxid. Om vattnet är övermättat med koldioxid, kommer pH att öka när vattnet luftas.

Grundvattnets status har stor betydelse, inte bara för vattendragen utan även för oss människor,

eftersom en stor del av vårt dricksvatten är grundvatten. De mätningar av grundvattenkvaliteten som utförs i Sverige gäller därför framför allt råvatten i större grundvattentäkter. Det finns visserligen ett grundvattennät som SGU undersöker, men provpunkterna där är inte lika många. Under senare år har det även utförts en del brunninventeringar för att studera försurningens påverkan på enskilda vattentäkter.



Figur 58. Omgivningsfaktorer

Det är vattnets väg genom marken som bestämmer dess pH. Vid en långväga och långsam transport genom bergsprickor hinner vattnets pH öka till 7 eller ännu högre. När det infiltrerade sura regnvattnet snabbt spolar igenom grovkorniga moräner eller sandlager, hinner pH numera inte höjas till mer än 5–6. Minst effektiv blir pH-höjningen då vattnet tillfälligt passerar markens sura ytskikt. Där har vätejonerna i värsta fall bara ersatts av aluminiumjoner, vilket inte minskar aciditeten.

Att veta vilka markanvändningsformer som omger provtagningspunkten och vilka jordarter som vattnet passerar är viktigt för att kunna bedöma orsaken till vattnets kvalitet och möjligheten att påverka denna. Det är stor skillnad på urlakningsvattnet från jordbruksmark och skogsmark. Medan vattnet i skogen är surt och kan ha höga metallkoncentrationer, bl.a. av aluminium, är nitraturlakningen det största problemet i jordbruksområdena. Eventuella föroreningskällor av annat slag är också viktigt att notera i protokollet.

Provtagning

Grundvattenrör

De bästa grundvattenproven får man i grundvattenrör som sätts ner i marken till det djup man vill ha provet ifrån. Det är framför allt när man vill ha långa serier av prov som tillvägagångssättet är bra. Rören behöver dock underhållas och rengöras med jämna mellanrum, då det är av stor vikt att proven är fria från suspenderat material.

Vatten som stått i röret ska läns pumpas eller skopas bort, så att nytt vatten kan sippra fram. En omsättning på 10 volymer är ett riktmärke. Omsättningspumpning och provtagning bör utföras med minimal avsänkning av vattennivån för att undvika förändringar i vattenkemin vid inströmningen.

Om vattnet innehåller lösta gaser, får pumpar som ändrar tryckförhållandena inte användas. Ballongpumpar rekommenderas.

Brunnar

Brunnsvattenprov kan lämpligen tas med Ruttnerhämtare direkt i brunnen, om denna är grävd. Är brunnen borrarad eller svåråtkomlig, måste provet tas ur kran. Det är då viktigt att spola ut det vatten som stått i ledningen.

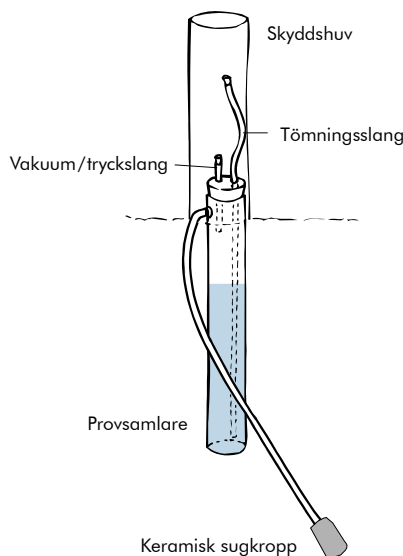
Även det vatten som står i brunnen blir påverkat av brunnssinklädningen, bl.a. lakas kalcium ut ur betongringar om brunnen är inklädd med sådana. Därför är brunnens tekniska utformning viktig att notera.

Vid analys av tungmetaller i vatten har det visat sig att provbehandlingen kan ge oerhört stora mätfel. Därför kan det behövas speciell provtagningsutrustning för tungmetallprov.

Markvatten

Markvatten kan provtas med en s.k. lysimeter. De moderna lysimeterna utgörs av en liten sugkropp av keramikfilter som placeras fast nere i markprofilen, på 50 cm djup som standard. När ett prov ska tas sätts en ansluten behållare i undertryck, och ett prov kan sugas ut.

Normalt tas markvattenprov tre gånger per år; före vegetationsperioden i april, under vegetationsperioden i juni–augusti och efter vegetationsperioden i november. Är det för torrt i markerna kan det vara svårt att få tillräcklig provvolym, och provtagningsdatum kan därför sällan bestämmas i förväg.



Figur 59. Lysimeter för markvattenprovtagning. Provtagning av markvatten med undertryckslysimeter sker i flera steg.

Dag 1 sätts lysimetern under vakuum (ca 55 cm Hg). Lämpligtvis används en handvakuumpump som kopplas till den korta slangen.

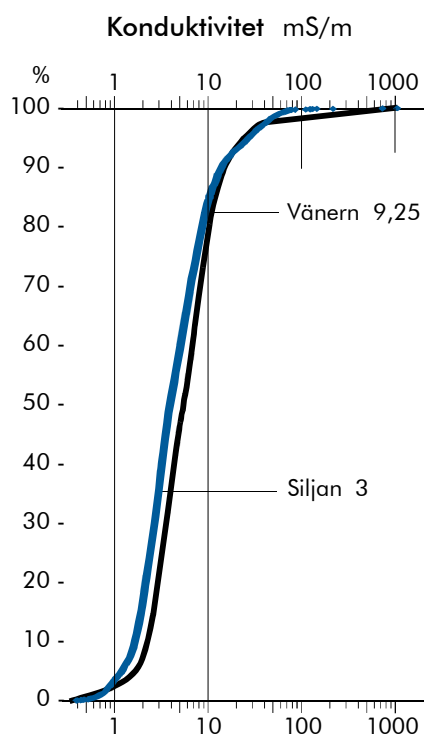
Kork och slangar kontrolleras före vakuumpumpningen. Slangarna kan kapas eller bytas. Pumpa också ut eventuellt restvatten ur provsamlaren. Notera åtgärderna i fältprotokoll.

Dag 3 töms provkammaren till en flaska genom att luft pumpas in i det korta röret. Notera om lysimetern ger vatten i önskad mängd. Läckage i slangkopplingar ger försämrad sugeffekt och de små porerna i sugkroppen kan sättas igen. Används flera lysimetrar parallellt ser man lätt om någon fungerar sämre. Vatten från dessa lysimetrar brukar slås samman i ett samlingsprov.

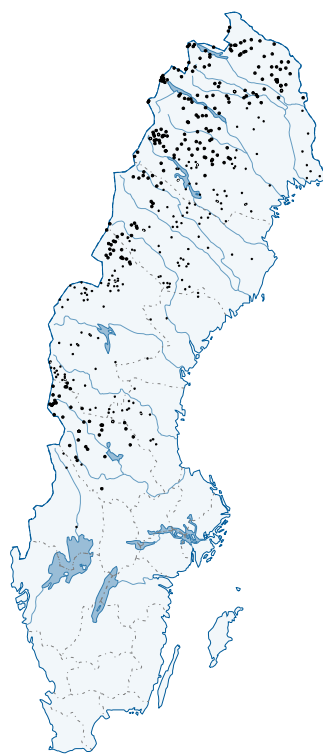
Tabell 6.Handledningar för grundvattenundersökningar från "Handbok för miljöövervakning", vilken finns utgiven på Naturvårdsverkets hemsida www.naturvardsverket.se.

Undersökningstyp	Programområde
Inventering av källor	Sötvatten
Undersökning av brunnar	Sötvatten
Hydrogeologi	Sötvatten
Dräneringsvatten på observationsfält	Jordbruksmark
Grundvatten på observationsfält	Jordbruksmark
Grundvattenkemi – integrerade typområden	Jordbruksmark, Sötvatten
Grundvattenkemi – intensiv/integrerad	Skog, Sötvatten

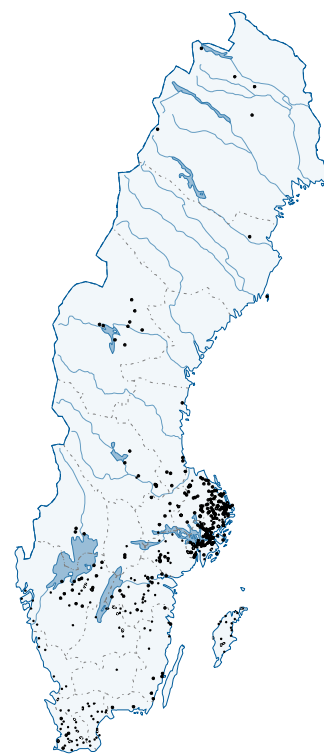
Konduktivitet och salthalt



Figur 60. Konduktiviteten i 4 017 sjöar undersökta vintern 1990 (svart) och 4190 sjöar undersökta hösten-vintern 2000–01 (blått). Inlagda finns värden för Vänern och Siljan 2000-01. Se vidare beskrivning på sidan 25.



Figur 61. Sjöar med lägsta konduktiviteten, under 1,65 mS/m, i riksinventeringen 2000.



Figur 62. Sjöar med högsta konduktiviteten, över 13,9 mS/m, i riksinventeringen 2000.

Ju fler lösta joner ett vatten innehåller, desto lättare leder det elektricitet, dvs. desto högre konduktivitet (ledningsförmåga) har det. Detta innebär att havsvatten har högre konduktivitet än insjövattnet, och att en sjö omgiven av lättvittrade leror har högre konduktivitet än en skogs-sjö omgiven av svårvittrat berg.

Konduktiviteten uttrycks i millisie-mens per meter, mS/m. (Tidigare användes $\mu\text{S}/\text{cm}$. $1 \text{ mS}/\text{m} = 10 \mu\text{S}/\text{cm}$.)

Statens livsmedelsverk har satt 250 mS/m som gränsvärde för tjänligt med anmärkning för dricksvatten hos användaren.

Sötvatten

Normalvärden för konduktiviteten i svenska insjöar är 2–20 mS/m. I norra Sveriges skogstrakter är normalvärdet mellan 2,5 och 5 mS/m, och i de saltfattigaste sjöarna ligger det under 1 mS/m.

Regnvatten har i södra Sverige en konduktivitet mellan 3 och 4 mS/m, vilket mot norra delen av Sverige sjunker till cirka 1,5 mS/m. Smältvatten från snö har betydligt högre konduktivitet i början av smältningen än i slutet, medan den geografiska fördelningen liknar regnvattnets. Grundvatten

har en konduktivitet i storleksordningen 40 mS/m.

Försurningen har ökat jonkoncentrationen i Sveriges vatten, då den sura nederbörden är betydligt jonrikare än rent regn.

Den vanliga sulfatjonen fastläggs inte i marken utan passerar rakt igenom, utom i delar av norra Sverige. Den tar med sig motsvarande antal positiva joner och ökar jonmängden i avrinningsvattnet från marken.

Havsvatten

Ursprungligen definierades salthalten i havet som mängden (g) salt per kg havsvatten och fick då enheten promille. I dag bestäms saltinnehållet vanligen genom att vattnets konduktivitet mäts. Det är då inte korrekt att ha en enhet som talar om hur många gram per kilo havsvatten som finns. 1978 försökte därför det internationella organet ICES att införa enheten psu (practical salinity unit) för salthalt i havet. Definitionen för psu fastställdes till att ett vatten med 35 psu har 35 g salt/kg (=35‰). Enheten användes under 1980- och

1990-talen men slog aldrig igenom helt. Numera anges salthalten i ett prov enligt: "salthalten är 35", dvs. salthalten ska anges utan enhet. I denna publikation skrivs "salthalten är 35(‰)".

Salthalten i oceanvatten är 35 (‰). I haven runt Sverige är salthalten betydligt lägre på grund av utspädning. Ytvattnets salthalt i Skagerrak är 30 (‰), i Kattegatt 20 (‰), i Östersjön 8 (‰) och i Bottenviken endast 2 (‰). Se figur 14 på sidan 18. I våra kustnära havsområden bestäms stabiliteten i vattnets skiktning i första hand av variationer i salthalten.

Ett vatten med salthalten 35 g/kg och temperaturen 15 °C har konduktiviteten 4 300 mS/m.

Utförande

Konduktiviteten mäts med hjälp av en mätsond (bestående av en cell med två platinaelektroder) kopplad till ett visarinstrument. Sonden bör under mätningen hållas i lätt rörelse, eftersom värdet annars blir för lågt.

Tabell 7. Konduktiviteten hos kaliumklorid-lösningar vid 25 °C.

KCl mol/l	$\uparrow$ mS/m	KCl mol/l	$\uparrow$ mS/m
0,000 1	1,494	0,05	666,8
0,000 5	7,390	0,1	1 290
0,001	14,70	0,2	2 482
0,005	71,78	0,5	5 864
0,01	141,3	1	11 190
0,02	276,7		

Då mätcellerna är individuella måste det avlästa värdet multipliceras med mätcellskonstanten, som är ingraverad på cellen. Om cellen platiniserats, rengjorts drastiskt eller på annat sätt påverkats, bör cellen kontrolleras mot standardlösning (se SS-EN 27 888).

Det uppmätta värdet korrigeras för koncentrationen vätejoner, då vätejonen pga. sin litenhet är en effektiv ledare.

Eftersom konduktiviteten dessutom är temperaturberoende, ska värdet multipliceras med en temperaturkonstant. Konduktivitetsens beroende av temperaturen varierar något med provets sammansättning. Resultatet blir därför bäst om mätningen kan ske vid +25 °C.

Havsvattnets konduktivitet kan mätas med en salinometer antingen i ett vattenprov eller direkt i havet (in situ). Omräkning av uppmätt konduktivitet till salthalt vid olika temperaturer sker enligt formel angiven av UNESCO 1983 (figur 64).

Ur salthalt och temperatur kan vattnets densitet (täthet) bestämmas (se figur 38 på sidan 21).

Vid forskning och rutinprovtagning mäts salthalt, temperatur och djup med ett CTD-system (Conductivity, Temperature, Depth). CTD-sonden sänks från

Tabell 8. Korrektionsvärde, kor_{pH} , för den av lösningens vätejoner orsakade ledningsförmågan (mS/m).

pH	kor_{pH}	pH	kor_{pH}
3,5	1,03	4,7	0,07
3,6	0,82	4,8	0,05
3,7	0,65	4,9	0,04
3,8	0,52	5,0	0,03
3,9	0,41	5,1	0,03
4,0	0,33	5,2	0,02
4,1	0,26	5,3	0,02
4,2	0,21	5,4	0,01
4,3	0,16	5,5	0,01
4,4	0,13	5,6	0,01
4,5	0,10	5,7	0,01
4,6	0,08	5,8	0,01

ytan mot botten samtidigt som den mäter konduktivitet, temperatur och tryck kontinuerligt eller 31 gånger per sekund. Mätvärdena överförs via kabel till en dator, där de bearbetas och redovisas som färdiga djupprofiler.

Om undersökningen kräver endast en grov uppskattning av salthalten i heltals promille kan en handrefraktometer användas. Denna ger salthalten direkt i en droppe vatten som läggs i instrumentet. Den är enkel att handha och kan användas i fält.

Standard

Som standard för konduktivitet i havsvatten används Normalvatten eller syntetiskt havsvatten. Normalvatten tillreds i England (Oceanographic Services i Wormly) och distribueras till hela världen för att säkerställa att alla salthaltsmätningar som utförs är jämförbara. Normalvattnet säljs i plomberade flas-

Tabell 9. Faktorer för temperaturkorrektion av konduktivitet, k_t . Vid mätning vid annan temp. än 25 °C.

$t(^{\circ}\text{C})$	k_t	$t(^{\circ}\text{C})$	k_t
32	0,869	15	1,256
31	0,886	14	1,287
30	0,903	13	1,320
29	0,921	12	1,354
28	0,940	11	1,390
27	0,959	10	1,428
26	0,979	9	1,467
25	1,000	8	1,508
24	1,021	7	1,551
23	1,044	6	1,596
22	1,067	5	1,643
21	1,091	4	1,693
20	1,116	3	1,745
19	1,141	2	1,800
18	1,168	1	1,857
17	1,196	0	1,918
16	1,225		

kor eller ampuller och finns i några olika salthalter som är bestämda med 1/1000 promilles noggrannhet. För undersökningar som inte kräver denna noggrannhet kan ett syntetiskt havsvatten tillredas som standardlösning (figur 41).

Uträkning

På många instrument finns en inbyggd temperaturcell som automatiskt korrigerar för temperaturen. En möjlighet att ställa in cellkonstanten är också vanlig. Då behöver pH-korrektion göras bara om pH-värdet är lägre än 5,8 (tabell 8).

$$\uparrow = a \cdot k_c \cdot k_t - \text{kor}_{\text{pH}}$$

$\uparrow$ = konduktivitet

a = avläst värde

k_c = mätcellskonstant

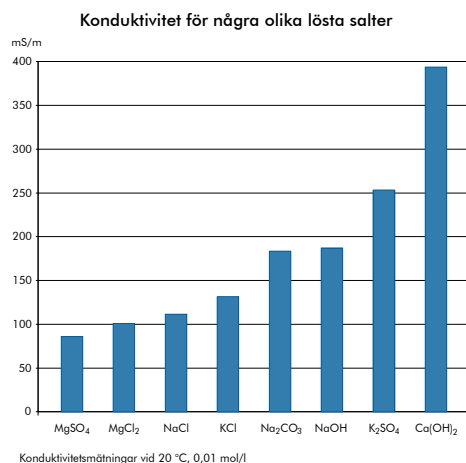
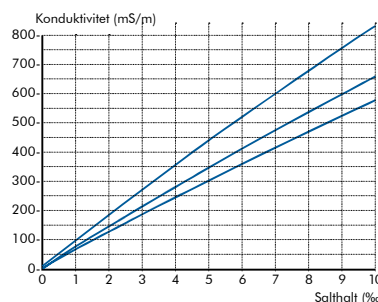
k_t = temperaturfaktor, tabell 9

kor_{pH} = pH-korrektion, tabell 8

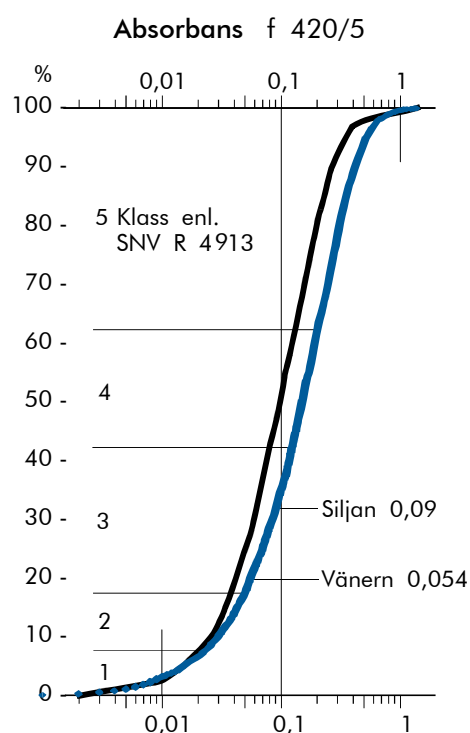
SS-EN 27 888

Redovisning

Redovisa vid vilken temperatur provets konduktivitet är uppmätt. Ange eventuella korrigeringar. Vid in situ-mätningar anges djupet där mätningen är utförd. Korrigering för trycket (djupet) behöver inte göras för djup mindre än 100 m.

**Figur 63.** Olika lösta salters konduktivitet (20 °C, 0,01 mol/l) angiven i milliSiemens per meter.**Figur 64.** Mätning av vattnets konduktivitet (mS/m) ger vattnets salthalt (‰). (1 mS/m = 1 mmho/m) Beräkningarna är gjorda enligt UNESCO:s formel från 1983.

Färg, gulämne, absorbans



Figur 65. Absorbansen hos 4017 sjöar undersökta vintern 1990 och 4190 sjöar undersökta hösten-vintern 2000–01. Inlagda finns värden för Vänern och Siljan 2000–01. Absorbansen är mätt vid 420 nm i en femcentimeterskvet. Om absorbansen multipliceras med 500 fås det ungefärliga färgvärdet i mg Pt/l. Se vidare beskrivning på sidan 25.

Humusämnen, samt järn- och manganföreningar, ger vatten en brun färg. Färgen kan i de starkast färgade sjöarna påminna om svagt te. Färgvärdet kan bestämmas genom okulärbesiktning av vattnet i en flaska, genom absorbansmätning i optiskt instrument eller genom att vattenprovet jämförs med en standardiserad brun färglösning av kloroplatinatjon. Färgvärdet uttrycks som milligram platina per liter, mg Pt/l. Färg kan mätas som sann eller skenbar färg.

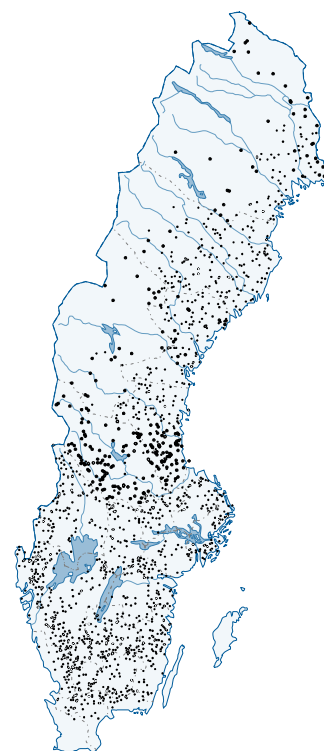
Statens livsmedelsverk har satt gränsvärden för tjänligt med anmärkning till 15 mg Pt/l för utgående dricksvatten och 30 mg Pt/l hos användaren.

Sjöar och vattendrag

I näringsfattiga och sura sjöar används färgvärdet huvudsakligen som ett mått på humuskoncentrationen, även om man vid mer avancerade undersökningar också mäter löst och partikulärt organiskt material. Humuskoncentrationen har stor betydelse för vattenkemin och biologin. Humus är ett samlingsbegrepp för organiska syror vilka uppstår vid nedbrytningen av orga-



Figur 66. Sjöar med lägsta absorbansen, under 0,02 420/5, i riksinventeringen 2000.



Figur 67. Sjöar med högsta absorbansen, över 0,2 420/5, i riksinventeringen 2000.

niskt material. Speciellt barrskogar producerar en stor andel svårnedbrytbara humussyror som därför hinner nå vattendragen och sjöarna. Humus gynnar primärproduktionen genom att tillföra fosfor. Dessutom kan både djurplankton och bakterier använda humus som kol- och energikälla. Vid försurning är humusrika (humösa) sjöar därför bättre på att upprätthålla den biologiska produktionen än de humusfattiga klarvattensjöarna. Humösa sjöar har naturligt haft ett lägre pH än andra sjöar, och man trodde länge att humussjöarna skulle ha en naturlig buffert mot ytterligare för-

surning och därför klara sig bättre. Humusämnenas förmåga att komplexbinda giftiga metaller skulle vara en fördel för fiskarna, men vid intensiva och snabba tillskott av försurande ämnen (surstötar) kommer en stor del av dessa metaller i lösning och kan då orsaka stor skada.

Vid försurning ändras färgvärdet genom att humusämnena avfärgas. De kan även fällas ut av aluminium. Siktdjupsökning på upp till 10 m har noterats, men den beror också till viss del på minskad grönalgstillväxt.

Tabell 10. Tillståndet utgående från färgtalet enligt "Bedömningsgrunder för miljökvälighet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

Abs $f_{420/5}$	Färgtal mg Pt/l	Klass	Benämning
$\leq 0,02$	≤ 10	1	Ej eller obetydligt färgat vatten
0,02 – 0,05	10 – 25	2	Svagt färgat vatten
0,05 – 0,12	25 – 60	3	Måttligt färgat vatten
0,12 – 0,2	60 – 100	4	Betydligt färgat vatten
$> 0,2$	> 100	5	Starkt färgat vatten

Genom att humusämnena med tiden bryts ned, faller ut och sjunker till botten eller äts upp, finns det ett samband mellan de hydrologiska förhållandena och vattnets färg. De högsta färgkoncentrationerna finns i små källsjöar i skogsområden, medan stora sjöar med lång omsättnings-tid fungerar som klarningsbäcken.

1 mg humusämnen per liter ger ett färgvärde på ca 6–11 mg Pt/l (olika källor). 1 mg järn ger ett färgvärde på 20 mg Pt/l, medan 1 mg mangan ger färgvärdet 150 mg Pt/l.

Normalvärdet för svenska insjöar ligger mellan 10 och 80 mg Pt/l. Brunvattenssjöar ligger kring 200–500 mg Pt/l. Sjöar på sydsvenska ostkusten har ofta höga humuskoncentrationer. Den låga avrinningen här gör att de humusämnena som bildas i skogarna inte har så mycket vatten att spädas ut i.

Under året har höglöden på höstarna vanligen högsta färgtalet medan vattnet är klarast vid de låga flödena då bäckvattnet mest består av "gammalt" grundvatten.

Dricksvatten har normalt ett färgvärde på ca 5 mg Pt/l.

Havsvatten

I havsvatten mäts normalt inte färgvärdet. En parallell variabel är "gulämne". Gulämne är ett mått på humusämnena och nedbrytningsprodukter av kolhydrater i havsvatten. Det förekommer rikligast i kustnära områden, särskilt vid flodmynningar. Det finns därför vanligen ett linjärt samband mellan koncentrationen gulämne och salthalten. Gulämnemätning kan användas för att bestämma spridning och blandning av vattenmassor.

Koncentrationen av gulämne anges i enheten "absorbans per meter" (m^{-1}). Typiska värden för ett kustnära havsområde är i ytvatten ca 0,5–1 m^{-1} och i djupvatten ca 0,1–0,5 m^{-1} .

Utförande

Färgvärdet kan bestämmas genom att ett vattenprov jämförs med en standardlösning av kloroplatinatjon, PtCl_6^{2-} , eller med standardfärgskivor i en komparator.

Gulämne mäts in situ med en genomskinlighetsmätare som sänks ner i havet eller på lab med spektrofotometer eller fluorometer. Vattnet filtreras, absorbansen mäts vid våglängden 380 nm och gulämneskoncentrationen beräknas.

Mätning med optiskt instrument

För att kunna rationalisera analyser börjar absorbans användas som alternativ till traditionellt färgvärde och finns med i EN-ISO-normen. Absorbansen mäts då i en spektrofotometer vid 436 nm. Vissa industriella avloppsvatten måste även mätas vid våglängderna 525 och 620 nm. I dessa

fall mäts bara sann färg, dvs. efter filtrering.

Resultatet anges som spektral absorptionskoefficient, $\alpha(\lambda)$ (absorbans per längdenhet strålgång).

$$\alpha(\lambda) = \frac{A}{d} \cdot f$$

A = absorbansen hos vattenprovet vid våglängden λ

d = längden hos den optiska strålgången i kyvetten, mm

f = faktor ($f = 1\,000$) som används för att ange den spektrala koefficienten i reciproka meter (m^{-1}).

Resultatet ska anges som absorptionskoefficient vid våglängden λ och bandbredden $\Delta\lambda$ (om inte rent monokromatiskt ljus använts).

För humusundersökningar har även våglängderna 400, 420 och 430 nm använts. HACH bestämmer färgvärdet vid 455 nm. Vid riksinventeringarna mäts absorbansen vid 420 nm i femcentimeterskyvett.

SS-EN ISO 7887 Undersökning och bestämning av färg

Observera

Provvattnets färgvärde påverkas även av suspenderade ämnen, som t.ex. flockar av humusämnena, alger, detritus, sedimentpartiklar etc.

Sann färg

Den färg som orsakas av lösta ämnen i vattnet. Provet filtreras genom ett membranfilter med porvidden 0,45 μm . Sann färg mäts för att avgöra vattenkvaliteten hos råvatten till industrier eller dricksvatten, vilket ska renas före användning.

Skenbar färg

Färgen hos ett ofiltrerat vatten. Den mäts när man vill bestämma kvaliteten i ett naturvatten. Vid okulärbesiktning mäts bara skenbar färg.

Suspenderat material

Suspenderat material är partiklar som kvarhålls på ett filter med porvidden 1 μm . Partiklar av denna storlek sedimenterar relativt snabbt till botten men kan förekomma i rinnande vatten eller i vissa utsläpp, se vidare under turbiditet.

Suspenderat material mäts i mg/l.

Utförande

Ett glasfiberfilter av borosilikatglas tvättas med destillerat vatten, torkas vid 105 °C i minst en timme och vägs. Provet filtreras och filtret torkas och vägs ånyo och mellanskillnaden beräknas. Vågen ska ha noggrannhet om minst 0,1 mg.

Provet bör analyseras inom 4 timmar.

SS-EN 872 Bestämning av suspenderade ämnen – Metod baserad på filtrering genom glasfiberfilter

Siktdjup

Siktdjupet beror av hur långt ned i vattnet som solljuset förmår tränga. Ett litet siktdjup betyder att det nedträngande ljuset absorberas kraftigt eller sprids effektivt. Siktdjupet är ett mått på vattnets innehåll av partiklar. Siktdjupet mäts i meter.

Sjöar och vattendrag

Normalvärden för svenska sjöar är mellan 2 och 10 m. Fjällsjöar kan ha mycket större siktdjup än 10 m. Högproduktiva sjöar kanske bara har ett siktdjup på några decimeter under vegetationsperioden.

I sura sjöar tenderar siktdjupet att öka. Detta har flera orsaker. Humusämnen, som i näringsfattiga sjöar huvudsakligen ger sjövattnet dess färg, minskar i färgintensitet, och siktdjupet ökar därmed. Den minskade biologiska aktiviteten medför också att vattnet blir klarare på grund av att mängden alger m.m. minskar i takt med förurningen. I riktigt sura sjöar kan siktdjupet överstiga 15 m.

I temperaturskiktade sjöar kan siktdjupet ge en ungefärlig uppfattning om syrgasförhållandet i bottenvattnet. Sålunda kan den ursprungliga (~förindustriella) syrgasmättnaden i djupvattnet anges till 90–100 procent i klarvattensjöar (siktdjup 10 meter eller mer), 60–70 procent i sjöar med ursprungligt siktdjup 6–7 meter och 20–30 procent i sjöar med ursprungligt siktdjup 2–3 meter. (Ur Naturvårdsverkets Allmänna Råd 90:4.)

Havsvatten

I havet kan den biologiska primärproduktionen ske ner till det djup där ca 1 procent av ljuset i ytan återstår (kompensationsdjupet). 1%-djupet kan mätas med en siktskiva eller en fotometer. I öppna oceanerna är den eufotiska zonens djup (kompensationsdjupet) ca 200 m och siktdjupet ca 80 m. I kustnära områden ger siktdjupet ofta en bra uppskattning av biomassan av växtplankton. I områden med hög koncentration av gulämnen (humusämnen), som t.ex. Bottniska Viken, finns dock ingen direkt korrelation mellan siktdjup och växtplanktonbiomassa.

Ute till havs i Östersjön kan siktdjupet vara upp till 25 m. Nära kusterna är det be-

tydligt mindre. På västkusten varierar det vanligen mellan 0,5 och 10 m. I öppna oceaner är siktdjupet större än 50 m.

Mätningar i norra Östersjön har visat att mediansiktdjupet har minskat från 8,8 meter (1914–1939) till 5,9 meter (1969–1985). Det vattendjup ned till vilket ljuset förmår upprätthålla primärproduktionen har alltså minskat med 30–40 procent. På västkusten har utvecklingen varit likartad. Orsaken till det minskade siktdjupet är främst den ökande koncentrationen växtplankton.

Utförande

En vitmålad skiva, s.k. Secchiskiva, med en diameter på 20–25 cm fästad i en icke töjbar lina, sänks först ned tills den inte kan ses längre. Djupet noteras. Därefter höjs den åter tills den blir synlig, och djupet avläses igen. Siktdjupet är medelvärde av de båda avläsningarna.

Observera

Siktdjupet påverkas av väderleksförhållanden, vilket är en nackdel. Arbeta därför i dagsljus. Mät från skuggsidan av båten, så att störande vattenreflexer elimineras, eller (ännu bättre) använd vattenkikare. Ange i provtagningsprotokollet hur siktdjupet avlästs.

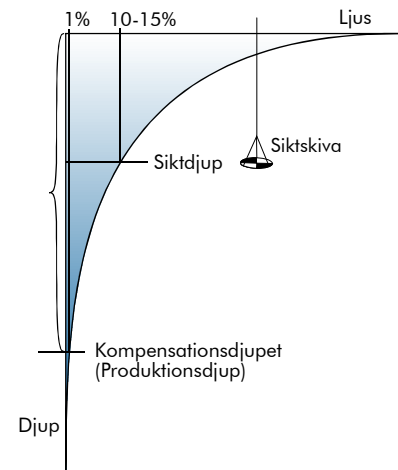
SS-EN 27 027

Omvandlingstabell

1 einstein (E) = 1 mol fotoner

1 W/m² ≈ 4,16 μE/m²·s

En solig dag under sommaren når grovt räknat 1 000–2 000 μE/m²·s



Figur 68. Den eufotiska (fotiska) zonen är det område i havet där biologisk primärproduktion kan pågå. Denna zon sträcker sig ner till kompensationsdjupet där 1 % av ljuset vid ytan återstår. Siktdjupet är det djup där 10–15 procent av ljuset återstår.

För en mycket grov uppskattning av produktionsdjupet i våra kustnära vatten kan följande samband användas:

Produktionsdjup = 2,5–3 • "Secchidjup" (siktdjup mätt med Secchiskiva).

Primärproducenterna kan använda ljus i våglängdsområdet 400–700 nm (synligt ljus).

PAR (fotosyntetiskt aktiv strålning) anger den totala mängden tillgängligt ljus på olika djup. Enhet är antal fotoner i mol/m²·s.

synligt ljus i våglängdsområdet 400–700 nm till ytvattnet. Under vintern minskar ljusinstrålningen till ca 100–500 μE/m²·s.

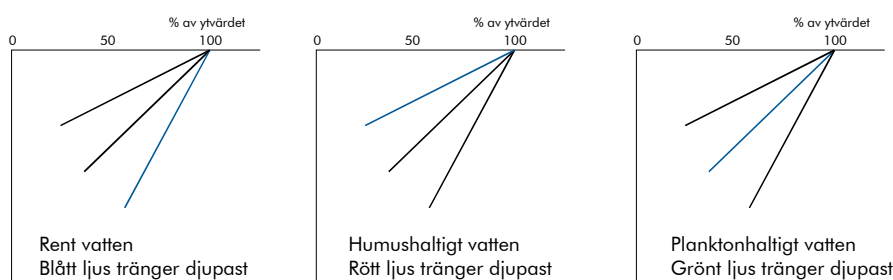
Tabell 11. Tillståndet utgående från siktdjupet enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913 och "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav", Naturvårdsverket Rapport 4914.

Tabell 12. Handledningar för vattenundersökningar från "Handbok för miljöövervakning", publicerad på Naturvårdsverkets hemsida www.naturvardsverket.se.

Undersökningstyp	Programområde
Siktdjup	hav

Kusthav i augusti, m	Sjöar, m	Klass	Benämning
3 5,4	3 8	1	Mycket stort siktdjup
4,0 – 5,4	5 – 8	2	Stort siktdjup
3,4 – 4,0	2,5 – 5	3	Måttligt siktdjup
2,5 – 3,4	1 – 2,5	4	Litet siktdjup
< 2,5	< 1	5	Mycket litet siktdjup

Ljus



Figur 69. När solljuset tränger ner i vattnet absorberas ljus med olika våglängder olika snabbt.

Solstrålningen utgör den huvudsakliga energikällan för de fysiska, kemiska och biologiska processerna i det akvatiska systemet. Solstrålningen når vattenytan, dels som direkt elektromagnetisk strålning, dels som diffus himmelstrålning. Hur stor del som tränger ner i vattnet bestäms av solhöjden och av ytans egenskaper. Om ytan är lugn och strålarnas infallsvinkel är större än 40 grader i förhållande till vattenytan, kommer mer än 95 procent av strålningens energi att tränga ner i vattnet. Reflexionen ökar kraftigt vid lägre solhöjd. Om vinden är så kraftig att "vita gäss" bildas, kommer ca hälften av ljuset att reflekteras.

Den strålning som passerar ytan bryts nedåt, eftersom ljushastigheten i vatten är mycket mindre än i luft. Väl nere i vattnet bryts ljusstrålen ytterligare neråt, eftersom ljushastigheten minskar med ökad densitet. Därför ser ett föremål under ytan större ut när vi tittar på det genom ytan. Ljusets intensitet i vattnet avtar sedan snabbt (exponentiellt) under ytan. Energiförlusten kallas attenuation och be-

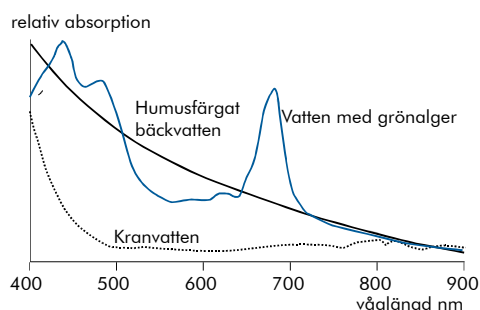
ror huvudsakligen på absorption och spridning. Vid absorptionen överförs ljusets elektromagnetiska energi till värme eller till kemisk energi (fotosyntes). Omkring 65 procent av energin i det synliga ljuset (400-700 nm) absorberas i vattnets översta meter.

Det ljus som når vattenytan från solen och atmosfären har vitt spridda våglängder. Mer än 50 procent av ljusets energi ligger i det synliga spektrat med tyngdpunkt vid våglängder kring 470 nm. Ljus av olika våglängder absorberas olika snabbt av vattnet och når därför olika djupt ner. I ett rent vatten kommer rött ljus att absorberas först, därefter orange, violett och gult. Blått (och, se figur 69 ovan, grönt) ljus tränger djupast. Redan vid ca 20 meters djup verkar allt blåfärgat och under ca 200 m råder totalt mörker. En del av ljuset reflekteras tillbaka mot ytan av vattenmolekyler och partiklar. Detta ljus ger havet dess färg. Om vattnet är partikelfattigt, absorberas det blå ljuset minst och

sprids därmed mest. Blått kallas därför för havets ökenfärg. Djur som är röda i dagsljus ser svarta ut nere på stora djup, där det inte finns något rött ljus. Då blir det lättare att gömma sig för eventuella fiender. Varför blir då inte djuren svarta från början? En förklaring kan vara att det krävs mindre energi att bilda röd färg.

I sötvatten och kustnära områden finns humusämnen som kan förekomma i så stor mängd att vattnets färg påverkas och övergår från blått till grönt, gulgrönt eller brunt (figur 69). Även partiklar i vattnet, t.ex. klorofyll, ändrar vattnets färg genom att ändra ljusets spridning och reflexion. Ibland kan partikelns egenfärg färga vattnet, t.ex. rött av kraftiga planktonblomningar av röda dino-flagellater eller vitt av musslornas vita könsprodukter. En molnig dag speglas molnen i ytan och vattnet ser grått ut.

Optiska mätningar kan användas för att spåra och identifiera olika vattenmassor. Vattnets optiska egenskaper kan även användas för att spåra föroreningar, klorofyll i ytvattnet eller bottenens topografi. De olika ljusvåglängdernas nedträngande i vattnet kan mätas genom att hålla färgade glasfilter framför ögat vid mätning av siktdjupet eller med en fotocell försedd med glasfilter.



Figur 70. Absorption av ljus vid olika våglängder i ett kranvatten, ett vatten med lösta humusämnen och ett vatten med planktonalger. Kurvorna har inget inbördes samband utan visar endast den spektrala fördelningen av absorptionen hos olika vatten. Den totala absorptionen beror på spädningen.

Tabell 13. Avvikelseklassning för siktdjupet i havet under augusti enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav", Naturvårdsverket Rapport 4914. Som jämförvärden kan siktdjupet i öppet kusthav sättas till 10 m, innanför mindre öar och i vikar med större öppningar sättas till 6,9 m i egentliga Östersjön och 8,0 m i Västerhavet samt i inre skärgård och smala djupa vikar sättas till 5,1 m i egentliga Östersjön och 6,0 m i Västerhavet.

Uppmätt siktdjup i andel av ursprungligt siktdjup	Klass	Benämning
$\geq 1,0$	1	Ingen/obetydlig avvikelse
0,77 – 1,0	2	Liten avvikelse
0,53 – 0,77	3	Tydlig avvikelse
0,30 – 0,53	4	Stor avvikelse
< 0,30	5	Mycket stor avvikelse

Temperatur

Vattentemperaturen påverkar många andra variabler, dels direkt via atomernas rörelsehastighet som t.ex. ledningsförmågan och vattnets möjlighet att lösa andra ämnen, t.ex. kolsyra eller syrgas, dels indirekt genom att den biologiska aktiviteten är temperaturberoende. Vid mätning av pH och ledningsförmåga korrigeras värdet beroende på temperaturen, medan många kemiska analyser måste utföras vid rumstemperatur (20 °C).

I en sjö och i havet har temperaturskillningen stor betydelse för omsättningen i vattenmassan (se också text och figur på sidorna 19 och 22).

Uppmätning av temperatursprångskikt

Temperaturmätningar i sjöar och hav görs lämpligen med en termistor (eller annan värmekänslig elektronikkomponent) med lång sladd, kopplad till ett visar-instrument. Denna termistor sänks ned (viktbelastad!) i vattnet och mätvärdet avläses normalt vid jämna metertal. Glesare intervall ovan och under språngskiktet och tätare intervall i språngskiktet är dock lämpligt.

Observera

Termistorinstrument som kalibrerats vid 0 °C och 100 °C har inom dessa mätområden en hygglig relativ noggrannhet, men ofta ett visst systematiskt fel. Det är därför lämpligt att jämföra ett av mätvärdena med en noggrann termometer (t.ex. i kombination med Ruttnerhämtare i provtaget på högst några meters djup) och sedan justera alla mätvärden efter detta "fel". En termistor kan vara mycket långsam och kräva att man väntar flera minuter innan ett stabilt värde kan avläsas.

Kviksilvertermometrar bör lämnas in till apotek eller annat mottagningsställe och ersättas med sprittermometrar eller med ett modernt noggrant elektroniskt instrument.

Redovisning

Temperaturmätningar åskådliggörs lämpligast i ett diagram med temperatur i °C på X-axeln och djup på Y-axeln. Se t.ex. figurerna 36 och 47.

Turbiditet (grumlighet)

Turbiditet beror på olöst substans. Turbiditet definieras som ett uttryck för den optiska egenskap som gör att ljus sprids och absorberas i stället för att passera (transmitteras) i raka linjer genom provet.

Turbiditeten varierar med storlek, form, sammansättning och brytningsindex hos de suspenderade partiklarna. Dessa kan utgöras av slam, lera, växt- och djurplankton, mikrober, organiskt material och små, olösliga partiklar av varierande ursprung. I rinnande vatten dominerar de oorganiska partiklarna, medan organiska partiklar dominerar i sjöar. I öppna havsområden består partiklarna vanligen av växt- och djurplankton eller dött organiskt material. Närmare kusterna tillkommer lerpartiklar och liknande material från floder och eroderande stränder.

Turbiditeten är relaterad till koncentrationen suspenderade ämnen, men förhållandet kan inte kvantifieras.

Turbiditeten hos en vätska är viktig av många olika orsaker beroende på dess användning. Vid dricksvattenbehandling är det naturligtvis angeläget med ett så klart vatten som möjligt, både av estetiska skäl och för att minska antalet smittbärande partiklar m.m. Turbiditet kan t.ex. orsakas av skadliga organismer, partiklar som föder dem eller partiklar som skyddar organismerna från desinfektionsprocesser. Statens livsmedelsverk har satt gränsvärde för tjänligt med anmärkning till 0,5 (FNU, FTU) för utgående dricksvatten och 1,5 (FNU, FTU) hos användaren.

Turbiditetskontroll är också väsentlig i industriella tillverknings- och behandlingsprocesser, t.ex. i livsmedelsindustrin.

I naturvatten, recipientkontroller etc. är den närliggande variabeln suspenderade ämnen vanliga.

Utförande

Turbiditet kan mätas med grumlighetsrör, med siktdjupsskiva (se figur 68) eller med optiska instrument antingen som spridning, vilket är vanligast, eller som dämpning av ljuset. Den senare metoden används främst vid mycket grumliga prov.

Den apparatur som används kallas turbidometer och mäter mängden spritt ljus i rätt vinkel mot den genom provkyvetten infallande ljusstrålen.

Som referens används en formazinelösning. Turbiditeten uttrycks i FNU (Formazine Nephelometric Units). Turbidimetrar kan även vara kalibrerade i Turbidity Units (TU), Formazine Turbidity Units (FTU) eller Nephelometric Turbidity Units (NTU), vilka alla är ekvivalenta med den i Svensk Standard rekommenderade beteckningen FNU.

De värden som erhålls på samma prov, men mäts med olika apparater, kan variera en del beroende på dessa apparaters varierande konstruktion. I Sverige används oftast turbidimetrar av fabrikatet HACH.

Turbiditeten kan också bedömas subjektivt. Livsmedelsverket använder i Dricksvattenkatalogen beteckningarna "svag" och "tydlig" grumlighet vid bedömning av dricksvatten.

SS-EN ISO 7027 Utgåva 1 ICS kod 13.060. Bestämning av turbiditet. Fastställd 2000-06-30

Tabell 14. Tillståndet utgående från turbiditet enligt "Bedömningsgrunder för miljökvälighet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

Turbiditet (FNU)	Klass	Benämning
≤ 0,5	1	Ej eller obetydligt grumlat vatten
0,5 – 1,0	2	Svagt grumlat vatten
1,0 – 2,5	3	Måttligt grumlat vatten
2,5 – 7,0	4	Betydligt grumlat vatten
> 7,0	5	Starkt grumlat vatten

Kolsyrasystemet

Kolsyrasystemet som beskriver koldioxidens kemi är det kanske viktigaste kemiska systemet i ett vattenområde. Koldioxid förekommer i olika kemiska former i det globala kretsloppet:

- som koldioxid, CO_2 , i atmosfären
- som koldioxid, kolsyra, H_2CO_3 , vätekarbonat, HCO_3^- , och karbonat, CO_3^{2-} , i hydrosfären
- som karbonatmineraler, t.ex. kalcit, CaCO_3 , i litosfären
- som kalciumkarbonat, CaCO_3 , i organismers skal och skelett
- som reducerade former i organiska mjukdelar (CH_2O)

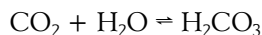
Fördelningen mellan de olika formerna av koldioxid i vatten varierar under dygnet och under året. Den totala mängden koldioxid i oceanernas djupvatten under termoklinen är 50 gånger större än i atmosfären.

Koldioxid tillförs ett vattenområde när atmosfärens koldioxid löses i ytvattnet. Ett kallt ytvatten på ca 0°C löser ungefär dubbelt så mycket koldioxid som ett varmt ytvatten (ca 24°C). Karbonatmineral vittrar och löses i vattnet samtidigt som floderna för med sig karbonat i form av vätekarbonat. Vid organismernas andning och vid nedbrytning av dött organiskt material frigörs koldioxid och karbonater till vattenmassan.

Lösta karbonater bortförs från vattnet när de binds i organismer, dels som organiska mjukdelar dels som skal och skelett. När döda organismer ackumuleras på botten transporteras en viss mängd karbonat från hydrosfären till litosfären.

Kemiska reaktioner i vattnets kolsyrasystem (karbonatsystemet) är:

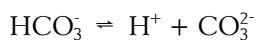
bildning av kolsyra när koldioxid löses i vatten



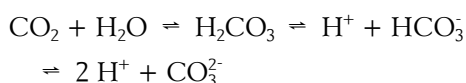
kolsyran protolyseras direkt till en vätejon och vätekarbonat (bikarbonat)



vid höga pH-värden övergår vätekarbonat till karbonatjon



Hela systemet blir då:



Fördelningen mellan kolsyra, vätekarbonat och karbonat beror på vattnets pH-värde. Hur fördelningen ser ut vid en total jonstyrka på 1 mmol/l (ett kalkrikt sötvatten) framgår av figur 73.

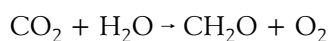


Figur 71. Kolsyrasystemet i vatten. Kolsyra löser sig i vatten och bildar kolsyra. Denna dissocieras till en vätejon och vätekarbonat. Vätekarbonaten dissocieras till vätejon och karbonat. Hur stor andel som finns av varje form framgår av figurerna 72 och 73.

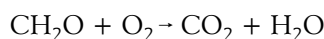
Om sura joner tillsätts kommer karbonatjämvikten att förskjutas åt vänster och stapeln med CO_2 ökar. Om basiska joner tillsätts kommer karbonatjämvikten att förskjutas åt höger och stapeln med CO_3^{2-} ökar. När CO_2 förbrukas vid den biologiska primärproduktionen kommer karbonatjämvikten att förskjutas åt vänster. Vätejoner åtgår därmed och vattnets pH-värde höjs.

Vid organismers andning och vid nedbrytning av organiskt material avges CO_2 och jämvikten förskjuts mot höger. Vätejonkoncentrationen ökar och vattnets pH-värde sänks. Se vidare i huvudtexten.

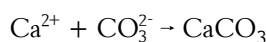
Dessutom påverkas systemet av:
fotosyntes som förbrukar koldioxid



andning och nedbrytning som frigör koldioxid



bildning och upplösning av kalkskal och skelett



Sjöar och vattendrag

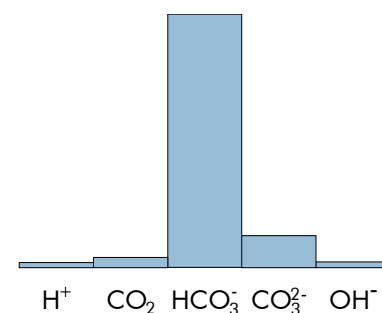
Vätekarbonat utgör en stor del av de negativa jonerna i sötvatten (se figur 40, sid 20) och har en viktig buffertverkan.

Havsvatten

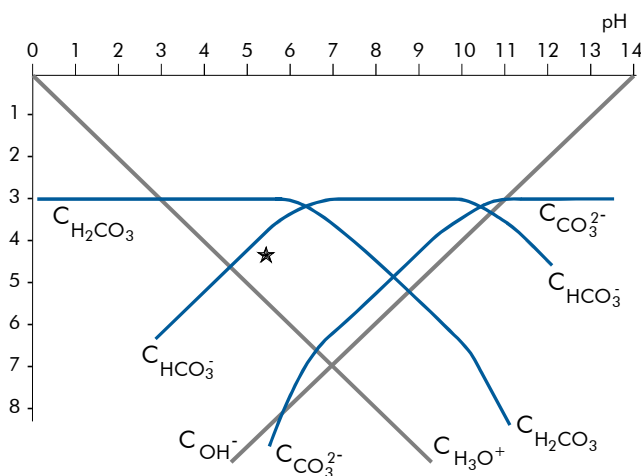
I havsvatten varierar pH-värdet inom intervallet $8,0 \pm 0,2$ pH-enheter. Vätekarbonatjoner är därför alltid den dominerande jonen i havets karbonatsystem (se figur 72).

Figur 41 på sidan 21 visar att viktsprocenten av kloridjoner i havsvatten med salthalten 35 (‰) är 55.

Motsvarande procenttal för vätekarbonat är 0,4. Koncentrationen av vätekarbonatjoner och karbonatjoner i havsvatten varierar mellan 2,0–2,5 mmol/l.

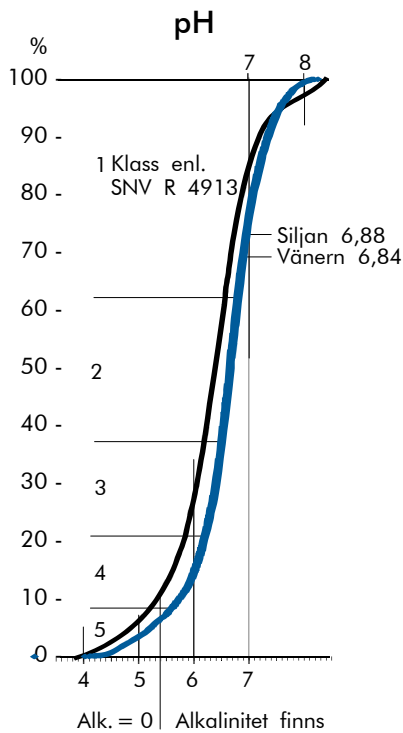


Figur 72. Jonbalans i havets karbonatsystem.



Figur 73. Koncentrationerna av de olika komponenterna i kolsyrasystemet vid olika pH-värden vid 25°C och en total jonkoncentration (C) av 0,001 mol/l, vilket kan nås i välbuffrade sjöar. Värdena på protolyskonstanterna gäller för jonstyrkan 0, varför kurvorna inte exakt beskriver förhållandena i ett verkligt system. pH-värdet för slutpunkten vid alkalinitetstitrering enligt sidan 48 anges av *. Koncentrationsskalan är logaritmisk liksom pH-värdet.

pH-värde



Figur 74. pH-värden i 4 017 sjöar undersökta vintern 1990 och 4190 sjöar undersökta hösten-vintern 2000–01. Inlagda finns värden för Vänern och Siljan 2000–01. Se vidare beskrivning på sidan 25.

pH-värdet är ett mått på antalet vätejoner i vattnet, närmare bestämt den negativa logaritmen av vätejonkoncentrationen $[H^+]$ i mol.

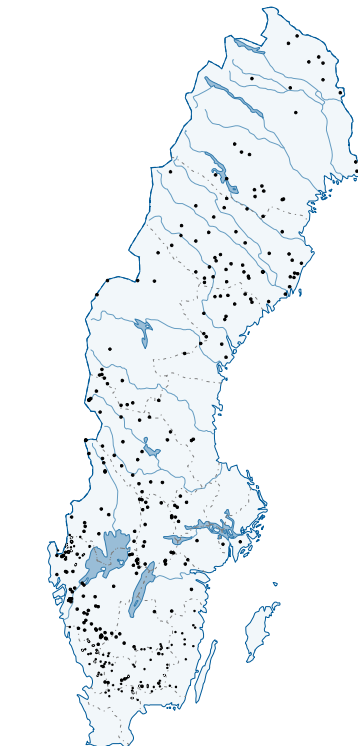
$$pH = -\log[H^+] = 7,0 \text{ vid } 25^\circ C$$

pH-värdet påverkas av det s.k. kolsyrasystemet (se sidan 45) och varierar därför under dygnet, så att pH är lite högre på kvällen än på morgonen. Växternas assimilation under dagen förbrukar koldioxid, vilket medför att kolsyrajämvikten förskjuts så att pH-värdet blir högre. Vid växternas andning under den mörka tiden av dygnet avges koldioxid, vilket medför en pH-sänkning genom motsatt förskjutning.

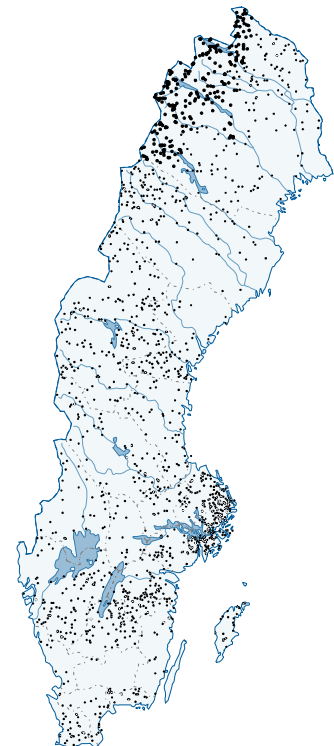
Dricksvatten i kommunala vattennät ska enligt livsmedelsverket ha ett pH-värde mellan 7,5 och 9, främst för att undvika korrosion i ledningsnätet. Värden utanför dessa gränser ger bedömningen "Tjänligt med anmärkning". pH-värde i vattnet hos användaren över 10,5 är otjänligt.

Sjöar och vattendrag

I trakter med kalkrik berggrund (t.ex. Skåne) ligger pH-värdena i sjöar och vattendrag över 8, medan näringsfattiga skogs-sjöar kan ha ett normalt pH på 6. Försurade sjöar kan ha pH-värden ner mot 4.



Figur 75. Sjöar med lägsta pH-värde, under 5,6, i riksinventeringen 2000.



Figur 76. Sjöar med högsta pH-värde, över 6,8, i riksinventeringen 2000.

De första biologiska skadorna i sjöar och vattendrag uppträder redan vid ett pH-värde strax under 6,0. Vid pH 5,4 och mindre är alkaliniteten = 0 och sjön är allvarligt hotad av försurning. Under pH 5,0 kan oftast inte någon annan fiskpopulation än ål överleva i längden.

Biologiska processer kan starkt förskjuta kolsyrasystemet och därmed ändra pH-värdet mer än en enhet i t.ex. grundvatten där markandningen tillfört koldioxid till vattnet.

Havsvatten

Havsvattnet är svagt basiskt med pH-värden mellan 7,5 och 8,4.

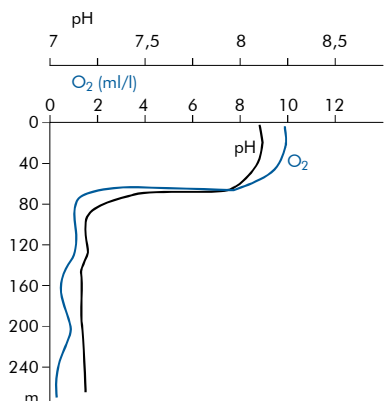
pH-mätningar i havsvatten kompliceras av att detta har en hög jonstyrka på grund av sitt saltinnehåll. Samtidigt har saltet en buffrande verkan, så att variationerna i pH i havet är mindre än i sötvatten. Saltvatten har stor förmåga att motstå t.ex. surt nedfall.

En kraftig planktonblomning ökar ytvattnets pH-värde. I vatten där koncentrationen av koldioxid ökar, t.ex. vid nedbrytning av orga-

niskt material, minskar pH-värdet, vanligen till 7,8–8,0. I syrgasfattiga djupvatten kan pH-värdet vara lägre än 7,5 (se figur 77).

Ett empiriskt samband mellan pH och alkaliniteten kan användas om alkaliniteten är högre än 0,005 mekv/l resp. om pH-värdet är högre än 5,4.

$$pH = 7,3 + 0,82 \log \text{Alkaliniteten}$$



Figur 77. pH och syrgas i Östersjön (Gotlandsdjupet).

Utförande

pH-värdet mäts med en jonspecifik elektrod som har ett pH-känsligt glasmembran och en referenselektrod innehållande KCl. Dessa är oftast hopbyggda (se figur 79) och kopplas till ett speciellt pH-visande instrument. I vissa enklare fältinstrument är även elektroniken hopbyggd med elektroderna.

Före mätningen kalibreras elektroden på så sätt att den sänks ned i en lösning med känt pH (en buffertlösning), varvid instrumentet justeras till detta värde. För pH-metrar som buffras i en punkt bör bufferten ha ett pH som ligger nära det förväntade värdet. För pH-metrar som har möjlighet till dubbelbuffring, buffras först vid pH 7. Den andra buffertens pH väljs så att provets pH hamnar mellan detta och pH 7. Buffertlösning och elektrodsystem ska ha något lägre temperatur än provvattnet.

Vid mätningen doppas elektroden ned i vattenprovet, och när systemet stabiliserats (se Observera) avläses pH-värdet på instrumentet. Eftersom pH-värdet är något temperaturberoende görs en korrektion enligt kurvskalan i figur 78, när temperaturen avviker från 25 °C. Många nya pH-metrar har automatisk temperaturkorrigering inbyggd.

pH kan även bedömas med hjälp av indikator, t.ex. indikatorpapper. Dessa fungerar dock dåligt på sötvatten, som har låg jonstyrka. I saltvatten kan detta ge en grov uppfattning om pH-värdet, men här har man behov av större upplösning för att kunna dra några slutsatser.

Observera

Vid pH-bestämning gäller att mätningen bör företas så snart som möjligt efter att vattenprovet tagits, helst inom en timma, annars kan levande organismer i provet, genom sin ämnesomsättning, hinna ändra pH-värdet. Vidare bör vattenprovet ej utsättas för kontakt med luften, då koldioxid från denna kan upptas eller avges. Detta gäller särskilt om temperaturen i provet

ändrats mellan provtagning och pH-mätning.

Grund- och brunnsvatten samt djupt tagna prov är ofta övermättade med koldioxid. Denna avgår om provet får ha kontakt med atmosfären. Provets pH kan då höjas avsevärt. Om man mäter pH före och efter att koldioxiden drivits bort ur vattenprovet, får man ett enkelt mått på löst kolsyra i provet. Koldioxiden drivs bort med kvävgas eller med koldioxidfri luft.

Sjövatten har ofta så låg jonstyrka att pH-sonden har svårt att stabilisera sig. Mätningar i sådana vatten bör därför utföras noggrant:

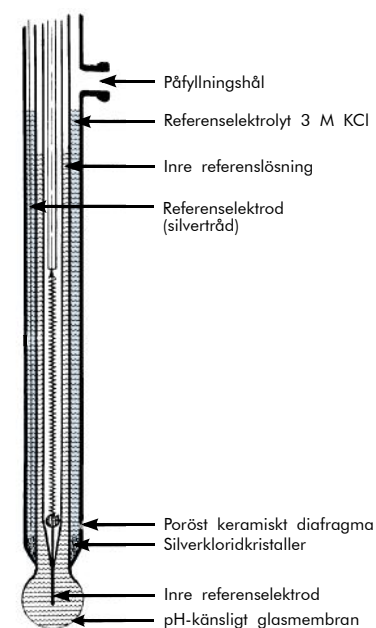
- Provvattnets kontakt med omgivande luft ska minimeras, t.ex. genom användande av smalhalsade mätkärl och genom försiktighet vid upphållandet. Detta för att förhindra avgång av övermättade gaser eller kontaminering genom upptag av sura eller basiska gaser.
- Omrörningen ska vara försiktig, då omrörningshastigheten kan påverka resultatet.
- pH-elektroden tar lång tid på sig att ge stabilt värde i jonsvagt vatten. Låt därför 5 minuter, i kalla vatten upp till en halvtimme, gå före avläsning. Responstiden förlängs om elektrodsystemet tidigare doppats i jonstark lösning.
- pH-elektroder med ej påfyllningsbar gelfyllning kan i jonsvaga vatten ge felaktiga pH-värden och bör därför ej användas.
- Påfyllningshålet för referenselektrolyten ska vara öppet under mätning.
- Värm provvattnet någon grad över elektrodens temperatur eller kyl elektroden. Annars bildas syrgasbubblor på elektrodytan och dessa stör mätningen.

Se vidare Naturvårdsverket PM 1695, "pH-mätning i jonsvaga vatten".

För noggrann bestämning av pH i lösning med hög jonstyrka, t.ex. saltvatten, rekommenderas speciella referenslösningar.

Test av pH-elektrod

- a. Blanda 338,8 mg KH_2PO_4 och 353,3 mg Na_2HPO_4 i 100 ml avjoniserat vatten (lösning A).
- b. Pipettera 5 ml av lösning A till en 50 ml blandkolv och späd



Figur 79. Kombinationselektrod för pH-mätning.

Vid mätningar i jonsvaga vatten (normala skogssjöar) brukar det porösa keramiska membranet snabbt täppas igen och elektroden ger dåliga värden. De flesta tillverkarna har försökt att lösa detta problem och har speciella elektroder för jonsvaga vatten.

till märket med avjoniserat vatten (lösning B).

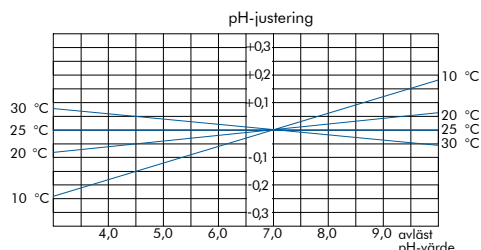
- c. Buffra din pH-elektrod i lösning A till $6,86 \pm 0,01$ vid 25 °C. Skölj väl i avjoniserat vatten.
- d. För ner pH-elektroden i lösning B och läs av. pH-metern ska visa $7,06 \pm 0,01$.

Redovisning

Resultatet ska anges med en decimal.

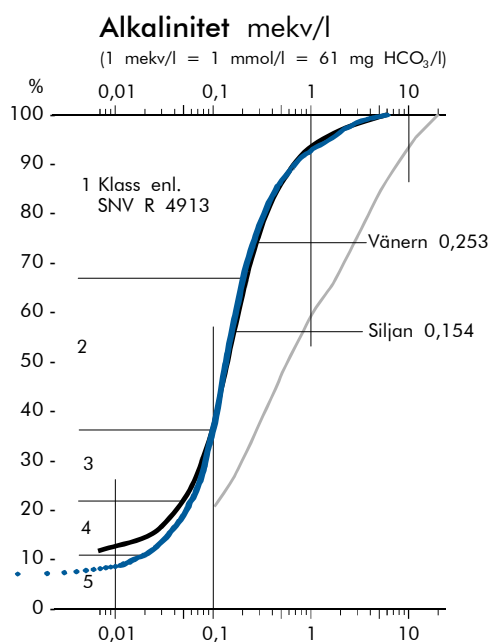
Ange om pH är mätt i fält eller på lab och efter eventuell koldioxidbortdrivning.

SS 02 81 22–2

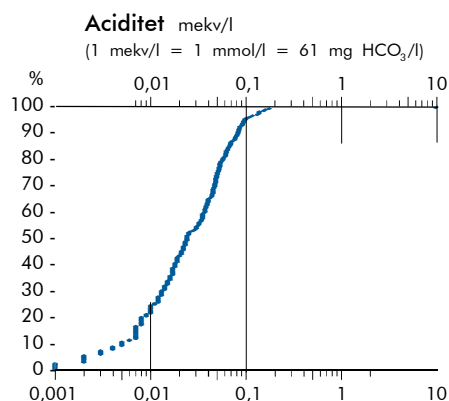


Figur 78. Korrektion av pH-värdet beroende på provets temperatur.

Alkalinitet

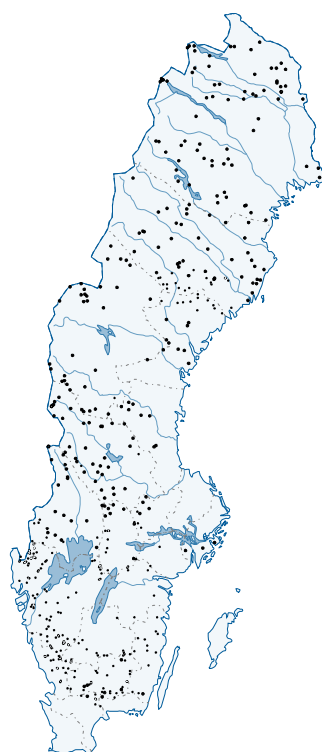


Figur 80. Alkaliniteten i 4 017 sjöar undersökta vintern 1990 och 4190 sjöar undersökta hösten-vintern 2000–01. Inlagda finns värden för Vänern och Siljan 2000–01. Se vidare beskrivning på sidan 25.

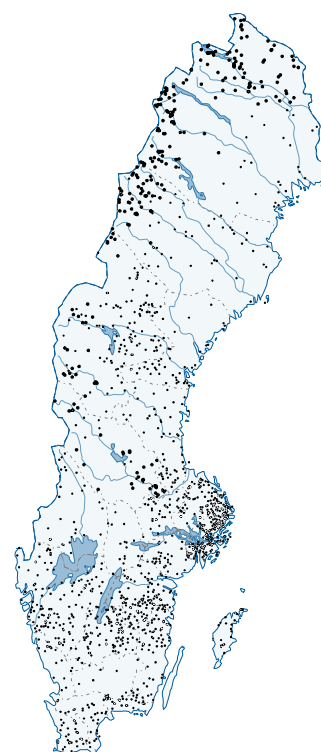


Figur 83. Aciditeten, "negativa alkaliniteten", i 268 sjöar undersökta hösten-vintern 2000–01. Dessa sjöar utgör de sex procenten sjöar som inte visas längst ner i diagrammet ovan.

Alkaliniteten är ett mått på vattnets förmåga att neutralisera syror, dvs. dess förmåga att tåla tillskott av vätejoner utan att reagera med pH-sänkning. Det är främst sådana joner som vätekarbonat, karbonat- och hydroxidjoner som påverkar alkaliniteten. En ökning av dessa joner ger upphov till en ökad alkalinitet. Om alkaliniteten är noll, så sjunker pH vid varje tillskott av sura produkter. Är den större än noll, ändras inte pH proportionellt mot tillskottet av H^+ , men alkaliniteten minskar. Detta betyder att alkaliniteten ger en uppfattning om hur känslig en vattenmas-



Figur 81. Sjöar med lägsta alkaliniteten, under 0,02 mekv/l, samt sjöar med aciditet i riksinventeringen 2000.



Figur 82. Sjöar med högsta alkaliniteten, över 0,2 mekv/l, i riksinventeringen 2000. Observera att även kalkade sjöar ingår i mätningen.

sa är för försurning, dvs. dess buffertkapacitet för syratillskott.

När vätejoner tillförs, t.ex. vid titrering med saltsyra, drivs jämviktsreaktionerna åt vänster så länge det finns karbonat eller vätekarbonat kvar i provet. Koldioxiden drivs bort genom bubbling med kvävgas eller koldioxidfri luft.

Slutpunkten för denna titrering ligger vid pH 5,4 om den indikeras med SBV-indikator. Om man har en bra pH-meter går det att använda denna, och slutpunkten kan sättas vid 5,6 utan att resultatet påverkas märkbart.

Alkaliniteten uttrycks i mmol HCO_3^-/l eller mekv/l (milliekvivalenter per liter). Ibland används även $\mu\text{mekv}/l$.

Sjöar och vattendrag

Vatten med lägre alkalinitet än 0,05 mmol HCO_3^-/l har övergått i försurningsfas 2, då pH-värdet blir instabilt och endast tåliga arter överlever. I extremt kalkrika eller övergödda vatten kan alkaliniteten ligga mellan 1 och 5 mmol HCO_3^-/l .

I försurningssammanhang har man börjat tala om aciditet eller negativ alkalinitet, som man får genom att titrera sura prov med natri-

umhydroxid till indikatorns omslagspunkt. Se figur 73.

Havsvatten

I havsvatten mäts alkaliniteten vanligen för att beskriva karbonatsystemet. Om provets salthalt, temperatur, pH och alkalinitet mäts, kan den totala mängden löst oorganiskt kol beräknas.

Havsvattnets alkalinitet ökar med ökad salthalt och då svavelväte bildas i djupvattnet till följd av att syrgasen tagit slut. Alkaliniteten hos oceanvatten (35 ‰) är ca 2 mmol/l. Mätningar av alkaliniteten i egentliga Östersjöns djupvatten visar att denna har ökat under 1900-talet, från 1,45 mmol/l 1909 (Ruppin) till 1,50 mmol/l 1991 (Ohlson). Ökningen antas vara orsakad av att surt regn medför upplösning av kalksten, vilket ökar karbonatjonkoncentrationen i havet.

Redovisning

Resultatet anges som mmol vätekarbonat, HCO_3^-/l , med två signifikanta siffror.

SS 02 81 39, för koncentrationer 0,01–4 mmol HCO_3^-/l .

Bedömningsgrunder för pH och alkalinitet i sötvatten

Tabell 15. Tillståndet utgående från pH respektive alkaliniteten, enligt "Bedömningsgrunder för miljökalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

pH-värde	Klass	Benämning	Alkalinitet	Klass	Benämning
> 6,8	1	Nära neutralt	> 0,20	1	Mycket god buffertkapacitet
6,5 – 6,8	2	Svagt surt	0,1 – 0,20	2	God buffertkapacitet
6,2 – 6,5	3	Måttligt surt	0,05 – 0,1	3	Svag buffertkapacitet
5,6 – 6,2	4	Surt	0,02 – 0,05	4	Mycket svag buffertkapacitet
≤ 5,6	5	Mycket surt	≤ 0,02	5	Ingen eller obetydlig buffertkapacitet

Naturvårdsverket har i "Bedömningsgrunder för miljökalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913 bl.a. angett hur försurningsläget bör bedömas, dels som tillstånd och dels som grad av påverkan. Dessa bedömningsgrunder kommer under 2003-2004 att revideras.

Tillstånd

Surhetstillståndet bedöms i första hand efter vattnets alkalinitet, då vattnets förmåga att motstå ett syratillskott är viktigare än mängden vätejoner ur ekologisk synpunkt, men om alkalinitetsvärde saknas kan pH-värdet användas.

Vid bedömning av tillståndet är det viktigt att ha analysvärden från flera årstider, så att alla förhållanden täcks in. Ett vatten som normalt har god alkalinitet kan vid kraftig snösmältning eller häftiga regn råka ut för en s.k. surstöt, då pH och alkaliniteten kraftigt sänks.

Det sura svavelnedfallet kan kompenseras i marken genom hårdhetshöjande jonbyte (ökad mängd kalcium- och magnesiumjoner) eller genom alkalinitetsminskning. I kalkrika vatten brukar försurningen resultera i ökad hårdhet, medan alkaliniteten påverkas mindre. I lågbuffrade sjöar blir resultatet en sänkt alkalinitet, många gånger ner till negativa värden, s.k. aciditet (se figur 83).

Påverkan

Den påverkan ett vatten utsätts för bedöms utifrån skillnaden mellan den ursprungliga alkaliniteten och den som kan uppmätas idag. Det är sällsynt med mätvärden på den ursprungliga alkaliniteten, men den kan beräknas med hjälp av värden på baskatjoner, klorid och sulfat. Den ursprungliga alkaliniteten alk_0 blir då:

$$alk_0 = alk + (1-F)(SO_4^* - SO_4^*{}_0)$$

$$SO_4^* = SO_4 - 0,103 \text{ Cl}$$

$$SO_4^*{}_0 = 0,005 + 0,05 \text{ BC}^*$$

$$\text{BC}^* = \text{Ca} + \text{Mg} + \text{Na} + \text{K} - 1,111 \text{ Cl}$$

$$F = 0,8 \arctan(4,3(alk + 0,2))$$

alk_0 = jämförvärde

alk = nutida alkalinitet

SO_4^* = nutida, icke marint, svavel

$SO_4^*{}_0$ = förindustriellt, icke marint, svavel

BC^* = nutida, icke marina, baskatjoner

F = den del av det antropogena svavelnedfallet som neutraliseras i marken

F-värdet gav en bra bedömning under perioden med ökad försurning. Nu när vi kommit till viss återhämtning fungerar denna F-värdesdefinition inte lika bra. En översyn av F-värdet pågår för närvarande (2003).

ANC

ANC (Acid Neutralisation Capacity) tar hänsyn till förekomsten av andra buffertsystem, bl.a. humusämnen. Vid försumbar aluminiumbuffring är ANC:

$$\begin{aligned} \text{ANC} &= \text{alk} + [\text{andra H}^+\text{-mot-} \\ &\quad \text{tagare}] - [\text{H}^+\text{-givare}] \\ &= \Sigma C_b - \Sigma C_a \end{aligned}$$

$$\text{alk} = \text{HCO}_3^- + 2\text{CO}_3^{2-} + \text{OH}^- - \text{H}^+$$

$$\Sigma C_b - \Sigma C_a = \text{HCO}_3^- + 2\text{CO}_3^{2-} + \text{OH}^- + \text{RCOO}^- - \text{H}^+$$

$$\Sigma C_b = 2\text{Ca}^{2+} + 2\text{K}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Na}^+$$

$$\Sigma C_a = 2\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^- + \text{C}^-$$

Alla uttryck är på molbas.

ANC_(alk)

ANC_(alk) är egentligen bara ett annat sätt att mäta de komponenter som ingår i ANC. För att beräkna ANC_(alk) behövs bara alkaliniteten och DOC (se sidan 59) mätas. Detta gör att felkällorna minskar.

$$\text{ANC}_{(\text{alk})} = \text{alkalinitet} + 6,3 \cdot \text{DOC}$$

CBALK är en använd benämning på ANC_(alk)

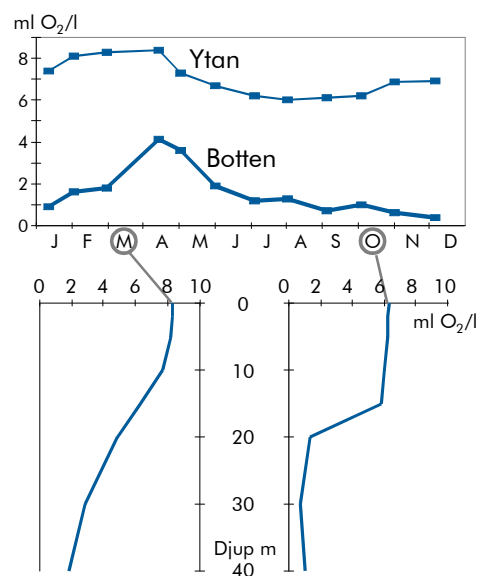
Tabell 16. Alkalinitetens avvikelse från jämförvärde enligt "Bedömningsgrunder för miljökalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

Nutida alkalinitet/jämförvärde (alk/alk ₀ för alk ³ 0,01 mekv/l)	Motsvarande pH-skillnad	Klass	Benämning
> 0,75	≤ 0,1	1	Obetydlig avvikelse
0,50 – 0,75	0,1 – 0,3	2	Måttlig avvikelse
0,25 – 0,50	0,3 – 0,6	3	Stor avvikelse
0,10 – 0,25	0,6 – 1,0	4	Mycket stor avvikelse
≤ 0,10	> 1,0	5	Extremt stor avvikelse

Syrgaskoncentration

Syrgas tillförs vattnet från atmosfären och blandas ner i ytvattnet. Syrgas tillförs också från växterna vid deras fotosyntes. Syrgas förbrukas i vatten av kemisk eller biologisk nedbrytning. Det är ofta en effekt av utsläpp av syrgastärkande materia, t.ex. kommunala avlopp, men syrgas förbrukas även när döda organismer ska brytas ner. I övergödda sjöar och kustnära havsområden deponeras ofta så stora mängder död materia att syrgasbrist uppstår (= det blir anaeroba förhållanden i bottenvattnet). Även i mindre näringsrika områden kan syrgasbrist uppstå vid dålig omblandning av vattnet, t.ex. vid lång isperiod eller under ett kraftigt och långlivat språngskikt. Vid vilken syrgaskoncentration bristsymptom uppkommer hos olika organismer varierar, t.ex. kräver laxfiskar normalt mer syrgas än karpfiskar. Redan vid 2 ml O₂/l har många arter svårt att överleva.

Vid ytan är vattnet mättat med avseende på hur mycket syrgas som kan lösas vid aktuell temperatur och salthalt (100 %). Övermättnad (dvs. mer syrgas i vattnet än vad som normalt kan lösas) kan uppstå strax under ytan i näringsrika vatten, då växternas fotosyntes avger syrgas. Övermättnad kan även orsakas av vågor som tvingar ner syrgas från atmosfären. Övermättnaden är ca 3 procent.



Figur 84. I haven runt Sverige är vattnet vanligen mättat med syrgas ner till haloklinen. Det välutvecklade språngskiktet hindrar den vertikala omblandningen, framför allt under sommaren. Syrgaskoncentrationen är därför alltid lägre i djupvattnet, där den når sitt lägsta värde närmast botten under senhösten. Data från Koljö fjord 1993. Göteborgs och Bohus läns Vattenvårdsförbund.

Syrgaskoncentrationen mäts i ml O₂/l, mg O₂/l eller μ mol O₂/l. Ofta brukar även syremättnadsvärdet anges, dvs. uppmätt syrgaskoncentration i procent av den vid den aktuella temperaturen och salthalten teoretiskt maximala lösligheten.

Vid 0 °C och 101,3 kPa gäller:

$$1,0 \text{ mg O}_2/\text{l} = 0,7 \text{ ml O}_2/\text{l}$$

$$1,0 \mu\text{mol O}_2/\text{l} = 1,0 \text{ mmol O}_2/\text{m}^3$$

$$1,0 \text{ mmol O}_2/\text{m}^3 = 44,6 \text{ ml O}_2/\text{l}$$

$$1 \text{ ppm O}_2 = 1 \text{ mg O}_2/\text{kg}$$

Ett mättat havsvatten med salthalten 20 psu och temperaturen 5 °C löser 7,83 ml syrgas (O₂) per liter. Det har då mättnadsvärdet 100 procent. I Kattegatt och Östersjön är vattnet mättat endast ner till haloklinen. I djupvattnet minskar syrgaskoncentrationerna, speciellt under hösten. Om syrgasen tar slut bildas en giftig gas, svavelväte. Variationer i koncentrationen av syrgas kan berätta en hel del om hur området fungerar och hur det mår.

Utförande

Syrgaskoncentrationen mäts lämpligen genom titrering enligt Winklers metod från 1888. Metoden är

idag endast något modifierad, varför man faktiskt kan jämföra dagens mätvärden med de analyser som gjordes för över hundra år sedan. Syrgaskoncentrationen kan även mätas med en syrgaselektrod kopplad till ett visarinstrument.

SS-EN 25 813 (Winklertitrering)

SS-EN 25 814 (Syrgaselektrod)

Observera

Själva provtagningstekniken är mycket viktig vid bestämning av koncentrationen syrgas i vatten. Det gäller nämligen att inte få med någon syrgas i gasform (bubblor) i provet. När vattnet överförs från vattenhämtdaren till provtagningsflaskan måste den fyllas ganska långsamt genom en slang, som man låter mynna vid botten av flaskan (så att vattnet inte plasakar). Låt en vattenmängd på 1–2 ggr flaskans volym svämma över. Drag därefter sakta upp slangen allt under det att vattnet får fortsätta att rinna. Tag alltid syrgas som första prov från vattenhämtdaren.

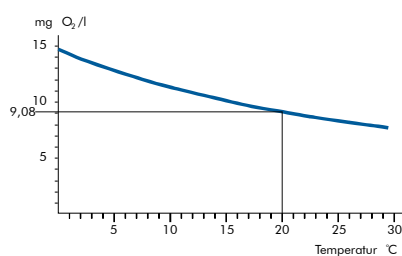
Om syrgaselektrod används, måste denna skötas och kalibreras mycket noggrant.

Betänk också, att eftersom vattnets förmåga att lösa syrgas är temperaturberoende, så kan ett utsläpp med avvikande temperatur jämfört med recipienten påverka mättnadsgraden och eventuellt också syrgaskoncentrationen, enbart pga. temperaturändringen.

Syrgasens löslighet i vatten

Hur mycket syrgas som kan lösas i vatten är beroende av vattentemperaturen, salthalten och atmosfärstrycket. Kallt vatten löser mer syrgas än varmt, salt vatten löser mindre än sött. Därför kan bottenvattnet ha högre syrgaskoncentration än ytvatten, eftersom bottenvattnet är kallare.

Ytvattnet under sommaren har närmare 2 ml/l lägre syrgaskoncentration än det är under vintern enbart beroende av temperaturskillnaden (figur 86).

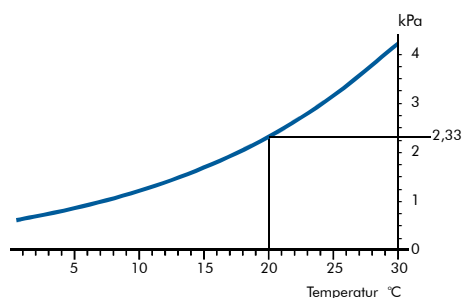


Figur 85. Syrgasens (oxygens) löslighet i mg O₂/l i sötvatten vid jämvikt med luft med 101,3 kPa (1 013 mbar) tryck och 100 procent relativ fuktighet vid olika temperaturer. (Montgomery, Tham och Cockburn, 1964) (SIS).

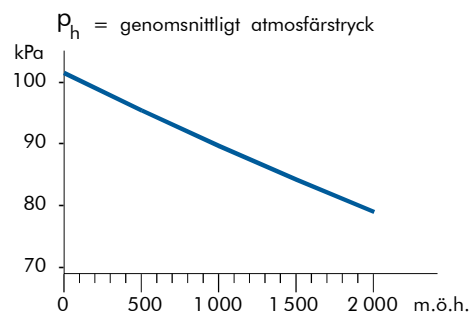
Om atmosfärstrycket, P_h , avviker från 101,3 kPa (figur 87), fås syrgaslösligheten C_s' ur lösligheten C_s vid 101,3 kPa genom ekvationen:

$$C_s' = C_s \frac{P_h - P_w}{101,3 - P_w}$$

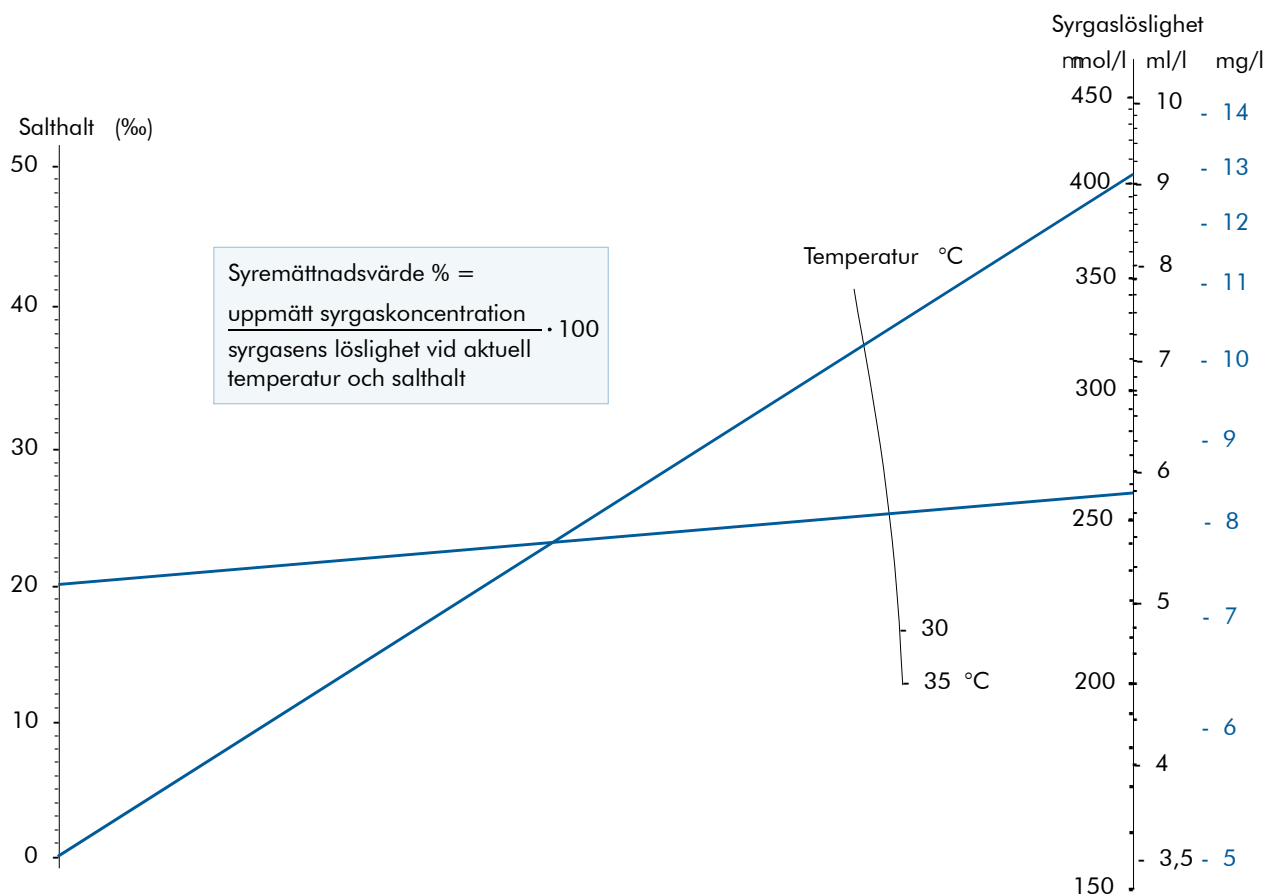
där P_w är vattnets ångtryck i kilopascal, kPa, vid den aktuella temperaturen (figur 86).



Figur 86. Vattnets ångtryck (P_w) i kPa vid olika temperaturer.



Figur 87. Det genomsnittliga atmosfärstrycket (P_h) i kPa vid olika höjder över havet.



Figur 88. Nomogram över syrgasens löslighet i $\mu\text{mol O}_2/\text{l}$ och $\text{ml O}_2/\text{l}$ som funktion av salthalt och temperatur. En rak linje genom två av variablerna ger den tredje variabelns värde. Nomogrammet gäller vid 101,3 kPa, vilket är normalt lufttryck vid havsytan, och normal syrgashalt i luften.

Anoxisk miljö

Syrgas förbrukas i vatten vid oxidation av nedfallande organiskt material. Ju längre tid vattnet varit isolerat från ytan, och ju mer organiskt nedbrytbart material som tillförs, desto lägre syrgaskoncentration får vattnet. Om förbrukningen är större än tillskottet tar syrgasen slut och området blir anoxiskt. Det kan ske både i den fria vattenmassan och i sedimentens porvatten. Nedbrytningen av organiskt material upphör inte trots syrgasbristen, eftersom bakterier kan utnyttja syre från andra kemiska föreningar. Redoxprocessernas jäm-

viktskonstanter ger följande turordning:

- Redan när syrgaskoncentrationen är lägre än 0,2 ml/l sker nedbrytningen med hjälp av denitrifikationsbakterier som frigör syre genom nitratreduktion. Ammonium bildas (för formler, se sidan 60).
- När nitratsyret tagit slut börjar en annan bakteriell process – sulfatreduktion – att göra sig

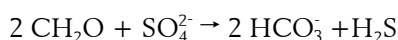
gällande. Det bildas en illaluktande giftig gas, svavelväte. Organismerna dör eller flyr från området, endast anaeroba bakterier överlever. Den kemiska miljön förändras dramatiskt, eftersom de normalt rådande oxiderande förhållandena övergår till att vara reducerande. Sulfatreducerande bakterier använder sulfatjonernas syre för oxidation av organiskt material. Sulfatjonerna redu-

Tabell 17. Syretillståndet i sjöar och vattendrag och hav, enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913 och "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav", Naturvårdsverket Rapport 4914. Värdet gäller årsminimum och ska för bottenvattnet i skiktade sjöar representera minst 10 % av bottenytan. Lägsta värdet under en tre-årsperiod används.

Det kan vara intressant att notera att syrgaskoncentrationen mitt ute i Stilla Havet på 1000 m djup (maxdjup 4 000 m) är <2 ml/l! Denna mycket låga syrgaskoncentration beror där på att vattnet är gammalt och all syrgas har förbrukats. En välutvecklad pyknoklin hindrar ny syrgas från atmosfären att blandas ner.

Koncentration i sötvatten mg O ₂ /l	Koncentration i havsvatten (bottenvattnet) ml O ₂ /l	Klass	Benämning	Effekt
³ 7	³ 6,0	1	Syrerikt tillstånd / Hög syrgaskoncentration	Ingen
5 – 7	4,0 – 6,0	2	Måttligt syrerikt tillstånd / Mindre hög syrgaskoncentration	Ingen
3 – 5	2,0 – 4,0	3	Svagt syretillstånd / Låg syrgaskoncentration	Syrekrävande organismer dör eller flyr
1 – 3	0 – 2,0	4	Syrefattigt tillstånd / Mycket låg syrgaskoncentration	Endast få arter överlever
£ 1	H ₂ S	5	Syrefritt eller nästan syrefritt tillstånd / Svavelväte	Växter och djur dör, endast anaeroba bakterier överlever

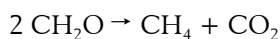
ceras därmed och svavelväte bildas enligt



I naturvatten, speciellt i havsvatten, finns oändligt stora mängder av löst sulfat, varför stora mängder svavelväte kan bildas i områden med långvarig syrgasbrist. Förhållandet mellan SO₄²⁻ och Cl⁻ minskar samtidigt som total-kolsyrekoncentrationen och alkaliniteten ökar. De högsta värdena för alkalinitet finner man i svavelvätehaltigt vatten. Utbytet med sedimenten ändras t.ex. kommer järnfosfat att lösas upp varvid fosfat frigörs till bottenvattnet. Förekomst av svavelväte påverkar många spårelement, t.ex. koppar, mangan och kobolt.

Om syrgas tillförs, t.ex. genom inflöde av nytt syrerikt vatten, syresätts miljön igen och svavelvätet oxideras till sulfat. Tillförd syrgas förbrukas därför snabbt i områden med stora mängder svavelväte.

- När allt sulfat förbrukats för nedbrytning av det organiska materialet, bildas metan (CH₄) enligt:



Reduktion till metan sker vanligen endast i sedimenten. En förklaring kan vara att sedimenten är bättre på att le-

verera de bakterier som producerar metan.

Svavelväte

Svavelväte kan enklast konstateras genom att man luktar på provet. Om provet luktar ruttna ägg innehåller det svavelväte. Även ett vanligt syrgasprov kan avslöja förekomsten av svavelväte. Vid tillsats av reagens för Winklertitrering blir fällningen lysande vit om vattnet innehåller svavelväte. Förekomsten av svavelväte i sediment leder till att sulfater reduceras till sulfider, vilka ger sedimenten en svart färg. Om vattnet ovanför det syrgasfria sedimentet innehåller syrgas bildas ett fullt synligt vitt ludd av svavelbakterier i gränsytan mellan en anoxisk och en oxisk miljö.

Sjöar och vattendrag

Bubblor som kommer från sjöars sediment tyder på att sedimenten har varit anoxiska under en längre tid, så att metan har bildats.

Havsvatten

Tillskottet av syrgas till vattenmassan under fotiska zonen styrs av nerblandning av syrgasrikt ytvatten eller inflöde av syrerikt ytvatten från angränsande havsområden, som bildar nytt djupvatten i den syrgasfria bassängen. I haven runt

Sverige är nerblandningen starkt begränsad av den välutvecklade pyknoklinen, samtidigt som en eventuell tröskel hindrar vatteninflöde utifrån. Tillskottet blir därför ofta mindre än förbrukningen i isolerade bassänger, t.ex. i Östersjön och i fjordar, men även i mindre djuphålors längs hela kusten. Svavelväte i Östersjöns djupvatten konstaterades under en längre period för första gången i modern tid 1932 efter en lång stagnationsperiod under 1920-talet. I Svarta Havet finns jordens största svavelvätereservoar med anoxiskt djupvatten från 250 m ner till botten på 2 234 m.

Utförande

Svavelväte analyseras med fotometer eller genom titrering. Svavelväte anges vanligen som μmol H₂S-S/l. Det kan även anges som -ml O₂/l, "negativt syre", vilket motsvarar den mängd syrgas som åtgår för att oxidera svavelvätet till sulfat. Denna enhet anger inte mängden svavelväte utan är till för att jämföra med syrgaskoncentrationen. Mängden svavelväte uttryckt som ml/l gånger 2 ger mängden "negativt syre". I Östersjöns djupvatten finns ca 2 μmol H₂S-S/l. I Svarta Havets djupvatten finns 350 μmol H₂S-S/l.

Biokemisk syrgasförbrukning, BOD

När vattnets mikroorganismer bryter ned organiskt material åtgår syrgas. Ju större mängd sådant material, desto mer syrgas åtgår vid nedbrytningen. Den biokemiska syrgasförbrukningen (BOD) är ett mått på den mängd syrgas som åtgår vid denna nedbrytning (biooxidation) och alltså också ett mått på koncentrationen biooxiderbar substans i vattnet. Vid analysen mäts den mängd löst syrgas som förbrukas under en viss tid och vid definierade förhållanden. Inkubationstiden är enligt standard 5 eller 7 dygn.

BOD står för engelskans Biochemical Oxygen Demand. (Tidigare användes den svenska beteckningen BS, biokemisk syreförbrukning.) BOD-mätningar har förekommit sedan 1930-talet i Sverige.

Vid en BOD-analys bestäms syrgaskoncentrationen i ett vattenprov, dels före, dels efter att provet fått stå en viss tid i mörker vid en temperatur av ca 20 °C (inkubationstid). Provet inkuberas under 5 eller 7 dygn, varvid man mäter BOD₅ eller BOD₇ (eller bara BOD). Normalt är inte skillnaden mellan BOD₅ och BOD₇ särskilt stor. BOD₇ ger i normalfallet 10–20 procent högre värde än BOD₅.

Kommunalt avloppsvatten behöver ofta spädas men inte ympas. Vissa typer av industriellt avloppsvatten måste oftast ympas med avloppsvatten, buffras samt förses med närsalter för att den biologiska nedbrytningen ska komma igång och inte avstanna i förtid. Inte sällan kan föroreningar i vattnet störa den biologiska oxidationen och därmed ge för lågt resultat. En annan vanlig orsak till fel är oxidation av oorganiska kväveföreningar genom nitrifikation. Denna syrgasförbrukning ska inte medräknas vid analys av avloppsvatten. Nitrifikationen kan hämmas genom tillsats av ATU (allyltiourinämne) enligt SS-EN 1899-1. Däremot kan syrgasförbrukning på grund av nitrifikation medräknas vid recipientmätningar, där man är mer intresserad av syrgasförbrukningen än

av mängden organisk substans. (SS-EN 1899-2 för outspädda prover).

Andra orsaker till osäkerheter i analysresultatet kan vara provförvaringen, förbehandlingen och valet av ympmaterial. I Naturvårdsverkets Rapport 3226 "Analys av organiskt material i avloppsvatten" diskuteras BOD-metoden och möjliga felkällor ingående. I denna rapport diskuteras också olika korrelationstal mellan BOD, TOC (total organisk kolkoncentration) och COD (kemisk syrgasförbrukning). Alla sådana korrelationstal har naturligtvis en inbyggd osäkerhet, beroende på variationer i det analyserade vattnets sammansättning.

BOD-mätning under 5 eller 7 dagar är för många ämnen allt för kort tid för att den biologiska nedbrytningen ska hinna starta.

Ett ämnes bionedbrytbarhet kan grovt beräknas utifrån kvoten BOD₅/COD_{Cr} enligt följande (efter "Kemiska ämnens miljöfarlighet". "ESTHER", SNV Rapport 3243):

0,5 – 1,0	>70 % (lättnedbrytbara)
0,1 – 0,5	50 – 70 %
0,01 – 0,1	20 – 50 %
<0,01	< 20 % (persistenta)

Syrgasförbrukningen i havsvatten är låg och en bestämning av BOD kräver mycket stor noggrannhet vid provtagning och analys. Prover för BOD i djupvatten förvaras mörkt och svalt (ca 6 °C) under 7 dygn. BOD mäts som mg O₂/l•dygn eller som ml O₂/l•s.

Utförande

Det finns två metoder för mätning av BOD. Den ena bygger på mätning av syrgaskoncentrationens för-

ändring i Winklerflaskor, BOD-flaskor, med känd volym och inslipad propp. Syrgaskoncentrationen mätes före och efter inkubationstiden. BOD-värdet utgör skillnaden mellan dessa värden. Syrgaskoncentrationen mäts titrimetriskt med Winklermetoden (SS-EN 25 813) eller elektrometriskt med hjälp av syrgaselektrod (SS-EN 25 814).

Den andra metoden är manometrisk och innebär att syrgasförbrukningen (+ koldioxidabsorptionen) i en sluten flaska ger ett avläsbart tryckfall proportionellt mot syrgasförbrukningen. Fördelarna med denna metod är att provvattnet oftast inte behöver spädas, att mängden tillgänglig syrgas räcker för en längre testperiod, vanligen 28 dagar, då mer svårnedbrytbara organiska föreningar hinner oxideras och att oxidationsförloppet kan studeras kontinuerligt. Nackdelen är att det är svårt att förutse och upptäcka mindre tryckläckage i systemet. Dessutom kräver metoden dyrare apparater (SS-EN ISO 9439).

Andra metoder för att fastställa biologisk syrgasförbrukning är "Bestämning av aerob nedbrytbarhet hos organiska ämnen i vatten – Statisk metod (Zahn-Wellens metod)" (SS-EN 29 888) och "Bestämning av fullständig nedbrytbarhet hos organiska ämnen i vatten – Metod: Analys av bildad koldioxid" (SS-EN ISO 9408).

De har ännu inte kommit till användning i någon nämnvärd omfattning i Sverige.

SS-EN 1899-1

Tabell 18. Tillståndet utgående från koncentration av organiskt material, enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913. Säsongsmedelvärde (maj–oktober) för sjöar eller årsmedelvärde för rinnande vatten.

Halt som TOC eller COD _{Mn} , mg/l	Klass	Benämning
≤ 4	1	Mycket låg koncentration
4 – 8	2	Låg koncentration
8 – 12	3	Måttligt hög koncentration
12 – 16	4	Hög koncentration
> 16	5	Mycket hög koncentration

Kemisk syrgasförbrukning, COD

Den kemiska syrgasförbrukningen, COD (Chemical Oxygen Demand), betraktas som ett ungefärligt mått på den teoretiska syrgasförbrukningen (ThOD, Theoretical Oxygen Demand), dvs. den mängd syrgas som förbrukas vid kemisk totaloxidation av samtliga närvarande lösta och suspenderade organiska föreningar till oorganiska slutprodukter. Vid analysen bestäms den kemiska syrgasförbrukningen som åtgången av ett starkt oxidationsmedel, som efter tillsats av svavelsyra får koka med provvattnet en viss tid. Två metoder finns med användande av två olika oxidationsmedel, permanganatoxidation, COD_{Mn} , och dikromatoxidation, COD_{Cr} .

Ingen av metoderna ger fullständig oxidation. Med COD_{Cr} erhålles på kommunala avloppsvatten visserligen 90–100 procent oxidation, medan vissa industriavloppsvatten ger lägre värden. COD_{Mn} -metoden har en oxidationsgrad på i genomsnitt 40 procent. Beroende på vilka typer av organiska föroreningar som provet innehåller, kan oxidationsgraden variera mellan 20 och 80 procent för COD_{Mn} . Metoden är dock känsligare än dikromatmetoden och har därför använts på vatten med låg koncentration organiska ämnen, som t.ex. recipientvatten.

Det är svårt att fastställa korrelationstal mellan dessa metoder, eftersom provens sammansättning och nedbrytbarhet varierar kraftigt med deras ursprung.

Permanganatmetoden är en gammal analysmetod. Analysresultat av äldre årgångar (även från 1800-talet!) tar ofta upp permanganatvärden. Av jämförelseskäl är det således många gånger av stort värde att mäta COD_{Mn} i recipientvatten och opåverkade vatten. De första COD_{Cr} -mätningarna utfördes på 1950-talet. COD mäts som mg O_2/l .

Provtagning och spädning

Provet ska tas från en så representativ vattenvolym som möjligt. Beakta att många avloppsvatten innehåller stora mängder suspenderad substans. Denna sedimenterar i långsamt rinnande eller stillastående vatten, men den ska ingå i provvattnet för att COD-värdet ska avspegla den verkliga mängden oxiderbart organiskt material i det undersökta vattnet.

För att minimera risken för biologisk nedbrytning av provvattnet före analysen, kan provet tillsättas 1 ml svavelsyra (4 mol/l) per 100 ml provvatten.

Innan provet överförs till provrör/kolvar ska provflaskan skakas för att homogenisera provet. Ofta måste provet spädas

före analysen, för att det tillsatta oxidationsmedlet ska räcka till.

Utförande

Bägge metoderna bygger på surgörning med stark (4 mol/l) svavelsyra och oxidation under uppvärmning. I COD_{Mn} -metoden används kaliumpermanganat som oxidationsmedel, i COD_{Cr} -metoden kaliumdikromat. Såväl syran som oxidationsmedlen är mycket riskabla att handskas med i upphettat tillstånd. Skyddsglasögon, plasthandskar och dragskåp är självklara!

COD_{Cr} -metoden behöver även tillsats av kvicksilver från sulfat för att minska störningar p.g.a. provets kloridinnehåll. Denna tillsats krävs då kloridkoncentrationen överstiger COD_{Cr} -värdet och då COD_{Cr} understiger 100 mg/l. Metoden ska inte användas på marina vatten, där kloridkoncentrationen överstiger den rekommenderade analysgränsen på 1 000 mg kloridjoner per liter (motsvarar salthalten ca 2 ‰) provvatten. Kviksilversulfat är mycket giftigt och därtill också skadligt för miljön – analysrester och behandlat provvatten ska lämnas märkt med innehåll till kommunen eller till av kommunen anvisad avfallsentreprenör. COD_{Cr} -metoden kan inte rekommenderas om inte kvicksilvertillsatsen kan undvikas. Som ersättning kan total organisk kolkoncentration (TOC) an-

vändas. Korrelationstal mellan COD_{Cr} och TOC har beskrivits i SNV Rapport 3226.

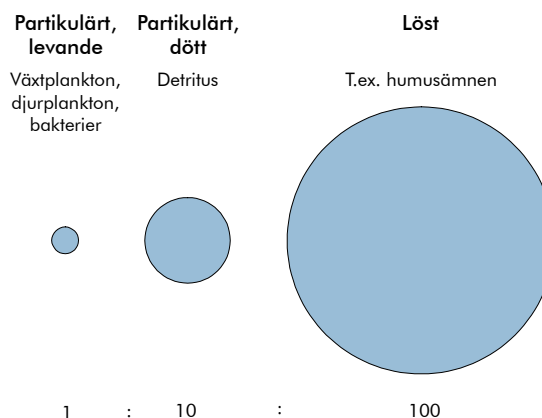
COD_{Cr} -metoden finns också framtagen för s.k. mikroreaktor (HACH COD-reaktor eller motsvarande apparatur). Mikrometoden (även kallad ampullmetoden) har jämförts med SIS-metoden och gett fullt jämförbara värden, med något lägre värden för SIS-metoden (SNV PM 1217).

Om mätningen utförs direkt efter uppslutningen vid kloridkoncentrationer under 100 mg/l, kan kvicksilvertillsatsen undvikas vid användning av mikrometoden (bl.a. HACH).

COD_{Cr} -metoden använder sig av Ferroindikator (kan köpas färdigberedd) och titreras med järn(II)-lösning. COD_{Cr} -koncentrationen kan också avläsas kolorimetriskt (HACH) utan titrering.

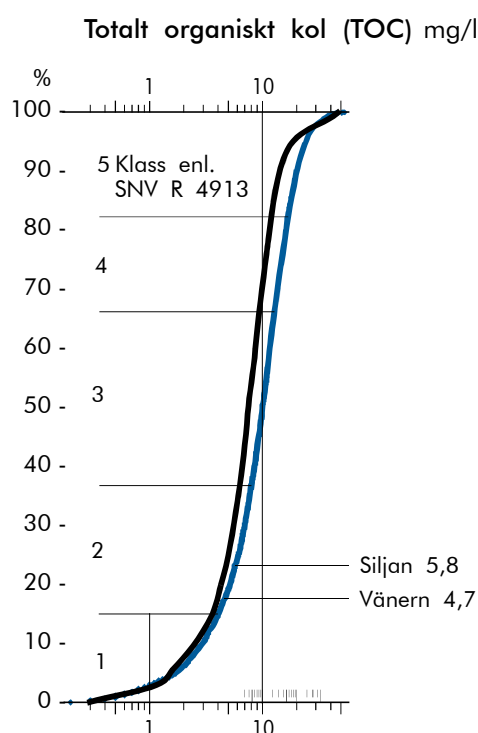
COD_{Mn} -resultatet erhålls genom titrering, varvid resterande, outnyttjat permanganat bestäms. Genom att provmängden minimeras med denna metod, minimeras också mängden miljöfarligt avfall.

SS-EN ISO 8467:1993 (permanganatindex)
SS 02 81 42-2 (COD_{Cr})



Figur 89. Grov tumregel för fördelningen av olika former av organiskt kol i havet (mg C/l). Kolet betecknas TOC för totalt organiskt kol, DOC för löst (diluterat) organiskt kol och POC för partikulärt organiskt kol

Totalt organiskt kol, TOC



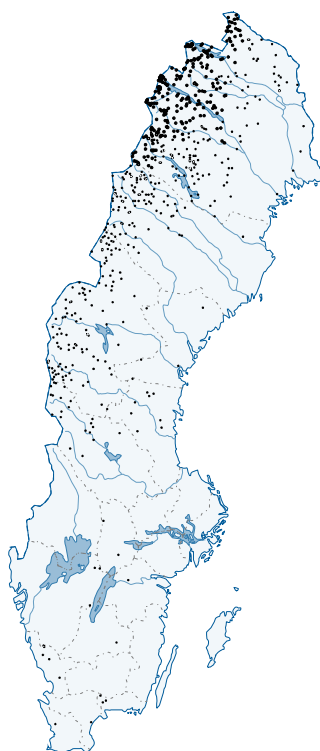
Figur 90. Koncentrationen av totalt organiskt kol, TOC, i 10 517 sjöar undersökta vintern 1990 och 4 190 sjöar undersökta hösten-vintern 2000–01. Inlagda finns värden för Vänern och Siljan 2000–01. Se vidare beskrivning på sidan 25.

Totalt organiskt kol, TOC, är den enda direkta mätvariabeln för organiskt material i vatten. TOC är ett mått på kolinnehållet både i löst och partikulärt organiskt material i vattnet. Däremot ger TOC inte någon information om typen av organiskt material. I oligotrofa sjöar kan TOC dock användas som ett mått på humuskoncentrationen.

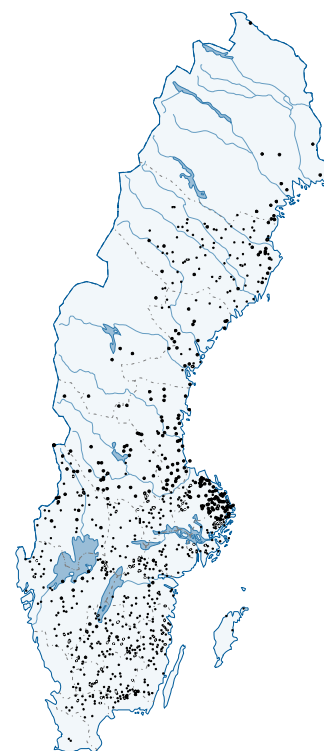
Provets koncentration av TOC anges som mg kol per liter (mg C/l).

TOC har använts sedan 1940-talet i både naturvatten och avloppsvatten. Analysen bygger på oxidation av organiskt kol och bestämning av mängden bildad koldioxid. Oxidationen kan ske genom förbränning eller UV-bestrålning. Före analysen måste oorganiskt kol avlägsnas. Om inte det oorganiska kolet avlägsnas, fås i stället totalt kol, TC. Totalt oorganiskt kol kallas TIC. Om analys av organiskt kol sker efter filtrering genom 0,45 µm-filter fås löst organiskt kol, DOC.

TOC bestäms idag ofta instrumentellt, främst med hjälp av IR-spektrofotometri. Utrustningen är dyrbar och finns huvudsakligen på större industrier och laboratorier. Det finns dock ett flertal andra metoder för att bestämma koncentrationen bil-



Figur 91. Sjöar med lägsta koncentrationen av TOC, under 4 mg/l, i riksinventeringen 2000.



Figur 92. Sjöar med högsta koncentrationen av TOC, över 16 mg/l, i riksinventeringen 2000.

TOC	Total Organic Carbon
TIC	Total Inorganic Carbon
POC	Particulate Organic Carbon
DOC	Dissolved Organic Carbon

dad koldioxid, såsom flamjonisationsdetektor, coulometri, konduktometri och CO₂-känsliga elektroder. Det finns också numera en ampullmetod för mätning i spektrofotometrer.

För mätning av TOC i havsvatten finns vissa begränsningar vid användande av äldre instrument, då analysen störs av salter, främst klorid. Nya högtemperaturinstrument störs inte på samma sätt.

Då COD_{Cr}-metoden, som är den alternativa metoden för att bestämma koncentrationen organiskt material, ofta är beroende av kvicksilvertillsats, kommer TOC troligen att bli en allt vanligare anvisad analysvariabel i samband med utsläppsvillkor och kontrollprogram.

I SNV Rapport 3226 anges i en refererad undersökning förhållandet mellan COD_{Cr}/TOC för obehandlat, biologiskt respektive ke-

miskt behandlat avloppsvatten som ca 6,5 respektive 4, om COD är angivet i mg O₂/l och TOC i mg C/l.

Havsvatten

I öppna oceanen innehåller havsvattnet 30 000 gånger mindre mängd organiskt än oorganiskt kol. Källan till det organiska materialet är här primärt fotosyntesprocesserna. Nära kusterna får havsvattnet dessutom ett tillskott av organiskt material genom avrinningen från land.

Av den totala mängden organiskt kol i havet (TOC) utgör den partikulära delen (POC) endast 1–20 procent. POC utgörs både av en levande del, huvudsakligen växtplankton, och en död del, detritus. Mängden löst organiskt kol (DOC) i ytnära havsvatten är mycket varierande både i tid och rum. Typiska värden för DOC varierar mellan 0,3 och 2,4 mg C/l.

SS-EN 1484 Riktlinjer för bestämning av totalt organiskt kol (TOC) och löst organiskt kol (DOC)

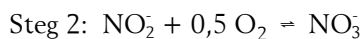
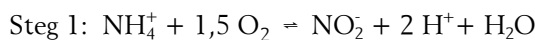
Kväve

Kväve i naturliga vatten förekommer i många olika former. Totalt i hydrosfären finns $23 \cdot 10^{12}$ ton kväve. En stor del av detta utgörs av kvävgas (N_2) som är löst i vatten. Ungefär hälften av det återstående kvävet finns i form av nitrat. Andra hälften utgörs av löst, organiskt bundet kväve tillsammans med ammonium och nitrit.

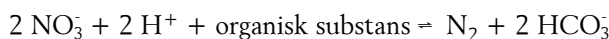
Kväve finns i alla levande organismer, såväl växter som djur, främst i aminosyror/proteiner och nukleinsyror. När organiskt material bryts ner, frigörs det organiskt bundna kvävet till slut som ammonium (NH_4^+). Vid nitrifikation oxideras sedan ammonium stegvis under närvaro av syrgas och de autotrofa bakterierna *Nitrosomonas* (steg 1) och *Nitrobacter* (steg 2). Slutprodukten är nitrat.

Om syrgastillgången är dålig blir i stället nitrit slutprodukt. Nitrit är giftigt för flertalet organismer. Vid syrgasbrist kan nitrat

Nitrifikation

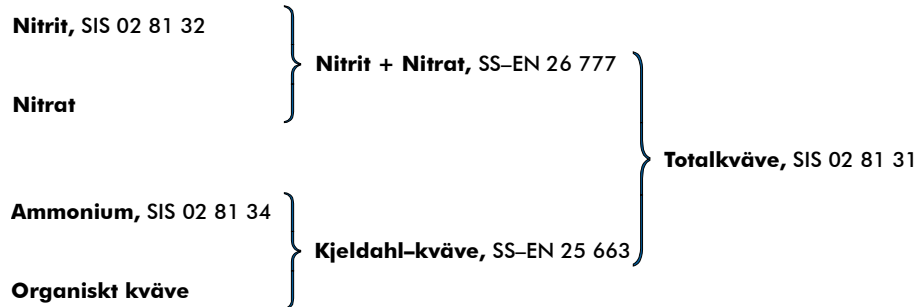


Denitrifikation



med hjälp av bakteriell aktivitet reduceras till nitrit (nitratreduktion). Vid anaeroba förhållanden (fritt från syrgas) kan bakterierna reducera nitrit och nitrat till kvävgas (denitrifikation) och kvävet kan då lämna vattenfasen. Denna process

sker t.ex. i Östersjöns syrgasfria djupvatten men används också i en del reningsverk för att minska kvävekoncentrationen i avloppsvatten. Denitrifikationen kräver således tillgång till nitrat som är elektronacceptor under reaktionen. I egentliga Östersjön återför denitrifikationen en stor del (ca 70 procent) av det tillförda kvävet till atmosfären. I Kattegatt beräknas denitrifikationen föra bort 25–40 procent av tillfört kväve. I syrgasfria bottenvatten med stort avstånd till syresatta skikt kan nitrattet ta slut varvid denitrifikationen avstannar. Observera bildandet av vätekarbonatjoner, vilket höjer vattnets alkalinitet, dvs. buffertkapaciteten mot försurning förbättras. Jämför denna reaktion med nitrifikationsprocessen, där försurande vätejoner frigörs!



Figur 93. De olika kvävevariablerna och analysmetoder enligt svensk och europeisk standard.

Nitrit

Nitrit är den oorganiska kväveform som utgör mellansteg vid mikrobiella oxidations- och reduktionsprocesser mellan ammonium och nitrat. Nitrit kan bildas på två sätt. Under aeroba förhållanden bildas nitrit genom bakteriell oxidation av ammonium och under anaeroba förhållanden genom reduktion av nitrat med hjälp av andra bakterier. Under normala betingelser sker ingen ansamling av nitrit, utan den oxideras vidare till nitrat. En förhöjning av nitritkoncentrationen visar att en störning av de biologiska processerna i vattnet har skett och att en ackumulering av organiskt material äger rum, t.ex. på grund av avloppsutsläpp eller stor biologisk nedbrytningsaktivitet under dålig syrgastillgång.

Nitrit-kvävekoncentrationen mäts i $\mu g NO_2-N/l$ eller $\mu mol NO_2-N/l$.

Livsmedelsverket anger koncentrationer över 0,10 mg NO_2-N per liter hos användaren som "tjänligt med anmärkning".

Vid NO_2-N -koncentrationer över 0,50 mg/l hos användaren betecknas vattnet som "otjänligt". För att vara tjänligt ska vattnets koncentrationer av $NO_3/50 + NO_2/5$ vara ≤ 1 .

Sjöar

I mycket näringsrika sjöar kan nitritkvävekoncentrationen uppgå till 30 $\mu g NO_2-N/l$ och i näringsfattiga till nära noll. Om den överstiger ca 150 $\mu g NO_2-N/l$ föreligger förgiftningsrisk med åtföljande fiskdöd.

Havsvatten

I syresatta havsvatten är koncentrationen av nitrit-kväve vanligen mycket låg, mindre än 0,1 $\mu mol NO_2-N/l$. I områden där vattnet övergår från att vara oxiderande till reducerande, eller i närheten av ut-

släpp, kan högre koncentrationer (1–5 $\mu mol NO_2-N/l$) förekomma.

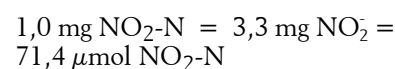
Utförande

Nitrit bestäms fotometriskt eller med färgskivekomparation efter tillsats av färgreagens.

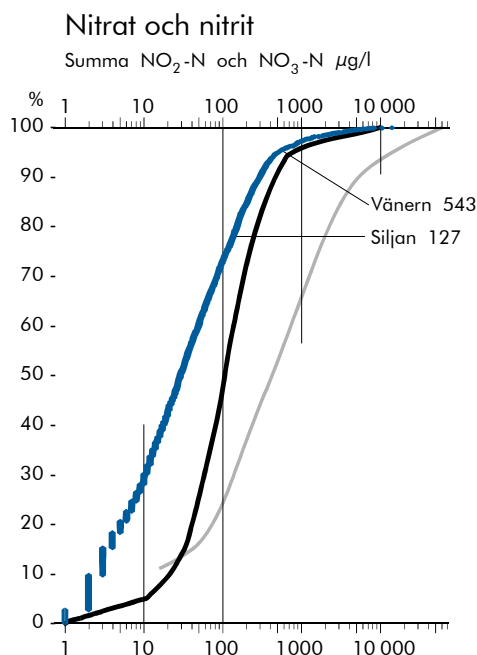
SS-EN 26 777 Bestämning av nitrit – Spektrofotometrisk metod

Observera

Koncentrationen av nitrit brukar anges som nitrit-kväve (nitrit-nitrogen), dvs. massan eller mängden av det i nitrit ingående kvävet per liter prov. Kvävet atomvikt är 14.



Nitrat



Figur 94. Koncentrationen av nitrat och nitrit i 4 017 sjöar undersökta vintern 1990 och 4 190 sjöar undersökta hösten och vintern 2000–01. Inlagda finns värden för Vänern och Siljan 2000–01. Se vidare beskrivning på sidan 25.

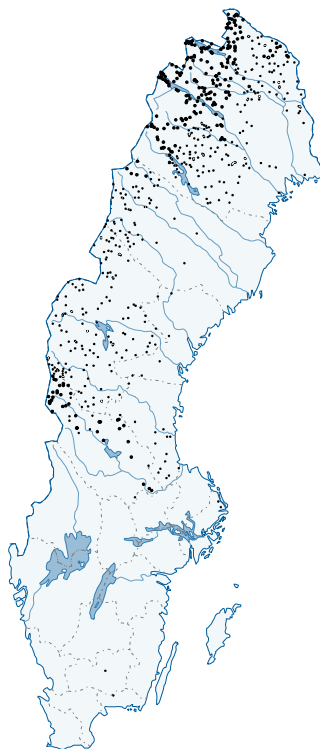
Nitrat är den oorganiska kväveform som förutom ammonium och urea används av primärproducenterna som kväveväkälla. En hög nitratkoncentration kan orsaka en kraftig alg tillväxt och kan vara en indikation på utsläpp av avloppsvatten. Nitrat kan förbrukas helt och NO_3^- -koncentrationen gå ner till 0 $\mu\text{g/l}$.

För hög nitratkoncentration i dricksvatten kan ge upphov till methemoglobinemi hos barn, en sjukdom där blodets syrgastransporterande förmåga minskar, något som kan leda till kvävningstillstånd. Livsmedelsverket bedömer koncentrationer hos användaren över 50 mg/l som "otjänligt" och över 20 mg/l som "tjänligt med anmärkning".

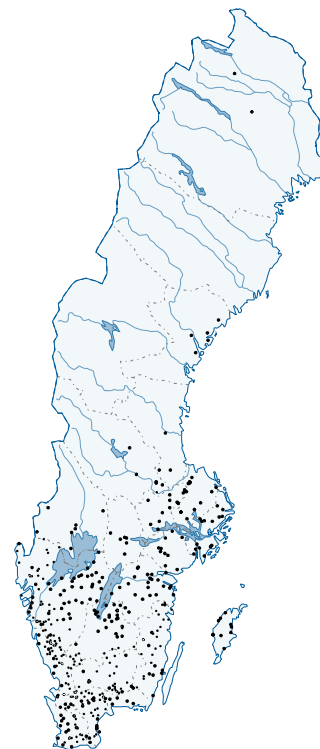
Koncentrationen nitrat-kväve mäts i mg eller $\mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$ eller i $\mu\text{mol NO}_3\text{-N/l}$.

Sjöar och vattendrag

Nitrat-kväve kan vara begränsande för primärproduktionen i mycket näringsrika sjöar, där fosfortillgången är mycket god. Koncentrationer av nitratkväve överstigande 5 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ indikerar avloppsutsläpp. I jordbruksområden är nitratkoncentrationen ofta förhöjd på grund av avrinning från gödslade ytor. Skåneåar kan ofta ha koncentrationer runt 5 mg $\text{NO}_3\text{-N}$ per liter.



Figur 95. Sjöar med lägsta koncentrationen av nitrat och nitrit, under 3 $\mu\text{g/l}$, i riksinventeringen 2000.



Figur 96. Sjöar med högsta koncentrationen av nitrat och nitrit, över 293 $\mu\text{g/l}$, i riksinventeringen 2000.

Havsvatten

I många havsområden anses nitrat vara det näringsämne som kontrollerar primärproduktionens storlek. Koncentrationen av nitrat i den eufotiska zonen bestäms därför i första hand av den biologiska aktiviteten. Tillskott genom uppvällning av djupvatten (figur 51) och tillförsel från kuster har också betydelse. Normalt är koncentrationen nitrat i ytvatten låg (0–1 $\mu\text{mol NO}_3\text{-N/l}$) under produktionsperioden (mars–september). Under vintern, när blandning med djupvatten sker, ökar ytvattnets nitratkoncentration till 10–20 $\mu\text{mol NO}_3\text{-N/l}$. Djupvattnet under haloklinen har höga koncentrationer hela året (figur 108). I djupvatten med mycket låga syrgaskoncentrationer eller med svavelväte är dock nitratkoncentrationen låg eller nära noll till följd av denitrifikationen.

Utförande

Om nitratkoncentrationen bestäms fotometriskt eller med färgskiva, reduceras nitrat till nitrit med hjälp av förkopprat eller amalgamerat kadmium, varefter nitrit bestäms med hjälp av färgreagens. Kadmium är en extremt giftig metall

och hanterandet bör ske med största försiktighet. Analys- och tvättvatten kontaminerat med kadmium ska tas om hand och lämnas till SAKAB eller av SAKAB godkänt företag.

Det har nu kommit kadmiumfria metoder för att analysera nitrat. Vid bestämning med UV-ljus tillsätts endast saltsyra. Det finns även andra metoder för synligt ljus, men då är känsligheten lägre, ungefär 0,2 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$. Nitrat kan även bestämmas med en jonselektiv elektrod eller med jonkromatografi.

SS 02 81 33-2 Bestämning av summan av halten nitrit- och nitrat-nitrogen i vatten

SS-EN 26 777 Bestämning av nitrit – Spektrofotometrisk metod

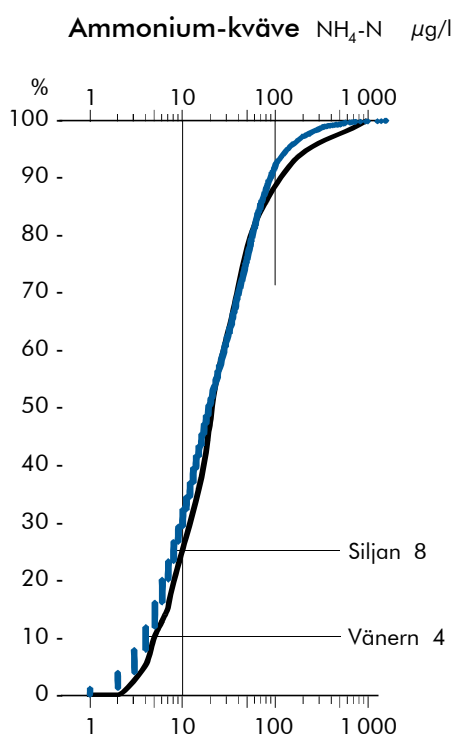
Observera

Koncentrationen av nitrat brukar anges som nitrat-kväve (nitrat-nitrogen), dvs. massan eller mängden av det i nitrat ingående kvävet per liter prov.

1,0 mg $\text{NO}_3\text{-N}$ = 4,4 mg NO_3^- = 71,4 $\mu\text{mol NO}_3\text{-N}$

1,0 $\mu\text{mol NO}_3\text{-N}$ = 14 $\mu\text{g NO}_3\text{-N}$ = 62 $\mu\text{g NO}_3^-$

Ammonium



Figur 97. Koncentrationen av ammonium i 4 017 sjöar undersökta vintern 1990 och 4 190 sjöar undersökta hösten-vintern 2000–01. Inlagda finns värden för Vänern och Siljan 2000-01. Se vidare beskrivning på sidan 25.

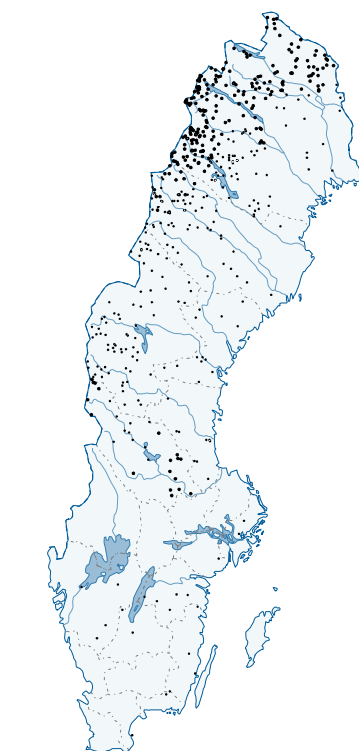
Ammonium bildas vid nedbrytning av proteiner och andra kväverika föreningar. Vid opåverkade förhållanden i syrgasrika vattenmiljöer oxideras ammonium under bakteriers medverkan till nitrat. I syrgasrika ytvatten kan riklig förekomst av ammoniak (NH_3) eller dess jonform, ammonium (NH_4^+), vara en indikator på förorening. Ammonium ingår i de vanligaste kvävegödselmedlen och tillförs vattendragen via avrinning från åkermark. Dessutom tillför nederbörden ammonium till sjöar och hav. I grundvatten och i syrgasfattigt bottenvatten finns kvävet från bakteriell nedbrytning i ammoniumform.

Livsmedelsverkets gränsvärde för tjänligt med anmärkning för vattnet hos användaren är satt till 0,50 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$. Värden över denna gräns kan indikera avloppspåverkan.

Vid klorering av vatten med ammonium bildas kloraminer och kloreringens snabba bakteriedödande effekt minskas.

Sjöar och vattendrag

Ammoniumandelen av kvävefraktionerna är normalt låg i sötvatten (se figur 107). Högst är den under höstarna då nedbrytningen är större än den biologiska produk-



Figur 99. Sjöar med lägsta koncentrationen av ammonium, under 4 $\mu\text{g/l}$, i riksinventeringen 2000.

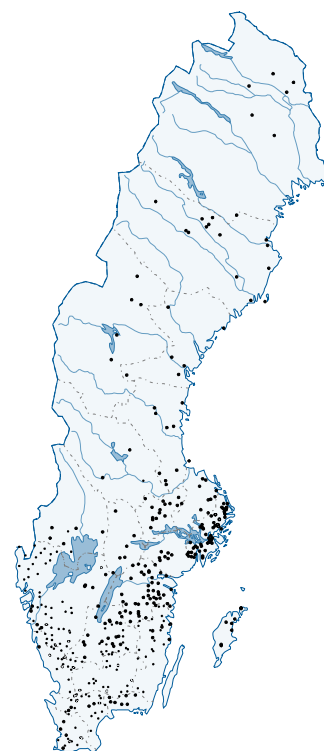
tionen. När livet åter tar fart på våren är ammonium den kvävenäringsform som först tas upp av växterna.

Havsvatten

I syresatta havsvatten är typiska koncentrationer av ammonium 0–5 $\mu\text{mol NH}_4\text{-N/l}$. I vatten med svavelsyra går koncentrationen lätt upp till 100 $\mu\text{mol NH}_4\text{-N/l}$. Vid havsvattnets normala pH-värde (ca 8) är ca 95 procent av totala mängden ammoniak i jonform, NH_4^+ , och 5 procent är löst NH_3 .

Utförande

Ammonium mäts fotometriskt eller med jonselektiv elektrod. Vid fotometeranalyserna får ammonium reagera antingen med det kvicksilverhaltiga Nessler's reagens eller med hypoklorit och fenol. Vid analys av ammonium i havsvatten används ofta "Trion" (1,3-dichloroisocyanuric acid) som alternativ hypokloritdonator. Trion är lättare att hantera och man behöver inte bestämma koncentrationen aktivt klor.



Figur 98. Sjöar med högsta koncentrationen av ammonium, över 89 $\mu\text{g/l}$, i riksinventeringen 2000.

Reaktionerna sker vid högt pH, då ammonium omvandlas till ammoniak.

SIS 02 81 34

SS-EN ISO 11 732 Bestämning av ammoniumkväve genom flödesanalys (CFA och FIA) och spektrometrisk detektion (ISO 11732:1997)

Observera

Ammoniak i luften löses mycket lätt i vatten. Låt därför inte provet komma i kontakt med luft i onödan. Proven ska inte konserveras, utan förvaras i kylskåp och analyseras snarast möjligt.

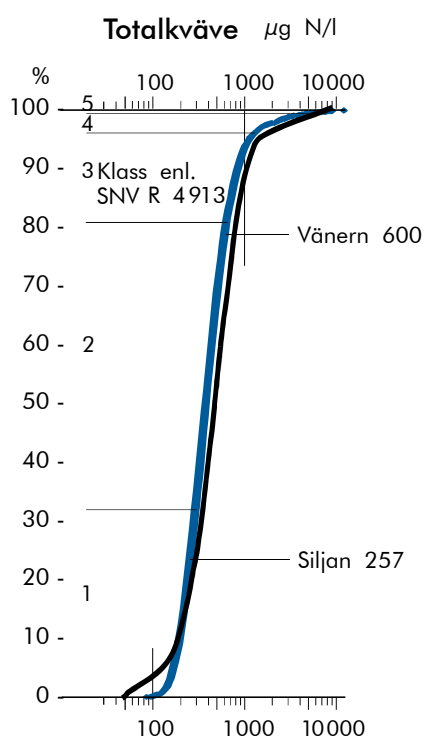
Analysa inte nitrat och ammonium i samma rum, om ammoniumbuffert används vid nitratanalysen.

Koncentrationen av ammonium brukar anges som ammoniumkväve (ammonium-nitrogen).

1,0 mg $\text{NH}_4\text{-N}$ = 1,3 mg NH_4^+
= 71,4 $\mu\text{mol NH}_4\text{-N}$

1,0 $\mu\text{mol NH}_4\text{-N}$ = 14 $\mu\text{g NH}_4\text{-N}$
= 18 $\mu\text{g NH}_4^+$

Totalkväve

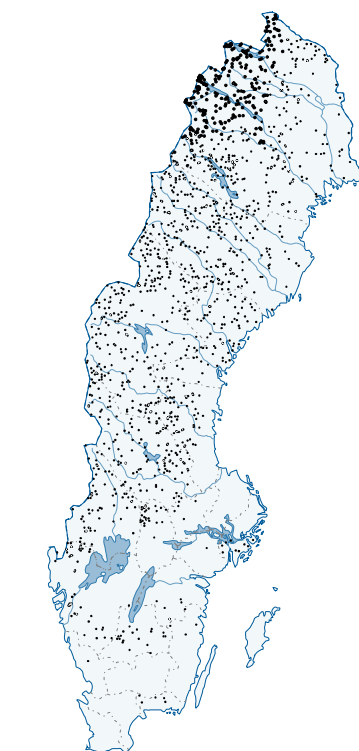


Figur 100. Koncentrationen av totalkväve i 4 017 sjöar undersökta vintern 1990 och 4 190 sjöar undersökta hösten och vintern 2000–01. Inlagda finns värden för Vänern och Siljan 2000–01. Se vidare beskrivning på sidan 25.

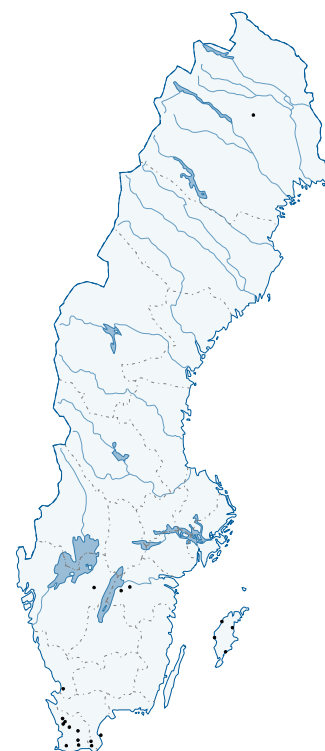
Den största mängden kväve i vattnet, kvävgas, används knappast alls i biologiska/kemiska processer. Det är en s.k. inert variabel då endast en mycket liten del fixeras i organiskt material med hjälp av bakterier. Om ett medelocceenvatten innehåller totalt 11,5 mg kväve per liter, utgör kvävgasen 11 mg kväve per liter. Variabeln totalkväve, Tot-N, innefattar inte kvävgas utan avser allt det kväve som finns både löst (organiskt och oorganiskt) och uppbundet i partiklar och biomassa. Totalkoncentrationen av kväve varierar endast lite under året och kan därför vara ett bra mått på t.ex. eutrofieringspåverkan.

En vanlig analysmetod (eg. kombination av metoder) för att bestämma totalkoncentrationen kväve är peroxodisulfatmetoden, där kväveföreningar omvandlas till nitrat. Organiska, heterocykliska kväveföreningar är dock svåra eller omöjliga att bryta ner. Dessa förekommer vanligen i försumbara mängder i förhållande till totalkoncentrationen kväve. Undantag utgör dock vissa processavloppsvatten från kemisk industri.

En alternativ metod för att kunna bestämma koncentrationen av organiska kväveföreningar är att omvandla dessa till am-



Figur 101. Sjöar med lägsta koncentrationen av totalkväve, under 300 µg/l, i riksinventeringen 2000.



Figur 102. Sjöar med högsta koncentrationen av totalkväve, över 5 000 µg/l, i riksinventeringen 2000.

TON	Total Organic Nitrogen
TIN	Total Inorganic Nitrogen
PON	Particulate Organic Nitrogen
DON	Dissolved Organic Nitrogen

moniumjoner. Detta utförs genom s.k. uppslutning med konc. svavelsyra och selen som katalysator. Koncentrationen av på detta sätt analyserat kväve kallas Kjeldahl-kväve. Kjeldahl-kväve utgör följaktligen summan av eventuell ursprunglig koncentration av ammoniumkväve och organiskt kväve. Totalkoncentrationen kväve (totalkväve) utgör summan av Kjeldahl-kväve samt nitrat- och nitritkväve. Kjeldahl-kväve var en vanlig variabel på 1940- och 50-talen som åter blivit aktuell i samband med kväverening i avloppsvverk.

Med Kjeldahl-metoden kan endast organiska kväveföreningar där kvävet ingår i trevärd, negativ form analyseras. Inte heller med denna metod kommer man till rätta med de heterocykliska kväveföreningarna. Vid jämförelse med peroxodisulfatmetoden erhålls med denna metod något högre värden för orga-

niskt kväve. För att få totalkvävekoncentrationen måste nitrit och nitrat analyseras separat.

Totalkoncentrationen löst organiskt kväve (DON) kan även bestämmas med "högtemperaturkatalytisk oxidation" (HTCO), vilket dock kräver dyrbar utrustning.

Utförande

SS-EN 25 663 Bestämning av Kjeldahl-nitrogen – uppslutning med selen (ISO 5663:1984)

Oorganiska och organiska kväveföreningar oxideras i alkalisk miljö med kaliumperoxodisulfat till nitrat. Oxidationen sker under tryck i autoklav vid 120 °C. Se vidare bestämning av nitrat.

Metoden kan användas för kvävekoncentrationer mellan 10 och 1 200 µg/l (0,7–85 µmol/l) i sötvatten. I havsvatten (salthalt över 9 ‰) stör kloridjonerna, om kvävekoncentrationen överstiger 370 µg/l (26 µmol/l).

Tot-N anges som µg N/l eller µmol N/l.

1 µmol = 14 µg

Tabell 19. Tillstånd utifrån lösta närsalter i havsvatten under vintern enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav", Naturvårdsverket Rapport 4914. Koncentrationen avser ytvatten, 0–10 m.

Ammonium-kväve, $\mu\text{mol/l}$	Nitrat + nitrit-kväve, $\mu\text{mol/l}$	Fosfatfosfor, $\mu\text{mol/l}$	Klass	Benämning
≤ 0,71	≤ 5,5	≤ 0,31	1	Mycket låga koncentrationer
0,71 – 1,2	5,5 – 7,3	0,31 – 0,54	2	Låga koncentrationer
1,2 – 2,1	7,3 – 10	0,54 – 0,77	3	Medelhöga koncentrationer
2,1 – 4,3	10 – 26	0,77 – 1,0	4	Höga koncentrationer
> 4,3	> 26	> 1,0	5	Mycket höga koncentrationer

Tabell 20. Tillstånd utifrån totalfosforkoncentration och totalkvävekoncentration i havsvatten enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav", Naturvårdsverket Rapport 4914. Koncentrationen avser ytvatten, 0–10 m.

Totalfosforkoncentration, $\mu\text{mol/l}$		Totalkvävekoncentration, $\mu\text{mol/l}$		Klass	Benämning
Vinter	Sommar	Vinter	Sommar		
≤ 0,73	≤ 0,48	≤ 19	≤ 18	1	Mycket låga koncentrationer
0,73 – 0,90	0,48 – 0,60	19 – 25	18 – 22	2	Låga koncentrationer
0,90 – 1,1	0,60 – 0,77	25 – 35	22 – 26	3	Medelhöga koncentrationer
1,1 – 1,3	0,77 – 1,0	35 – 54	26 – 32	4	Höga koncentrationer
> 1,3	> 1,0	> 54	> 32	5	Mycket höga koncentrationer

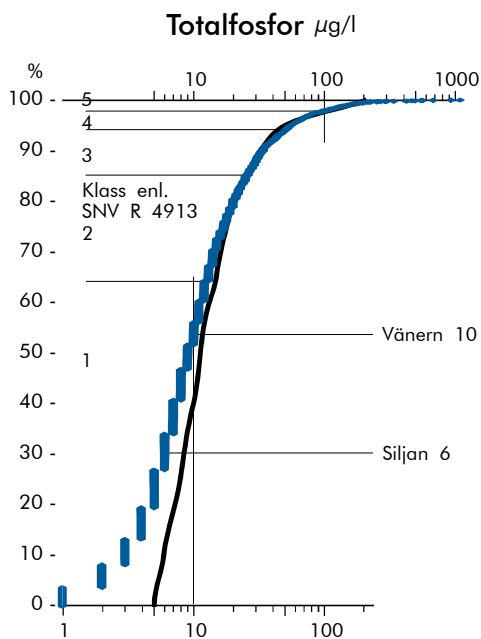
Tabell 21. Tillstånd utifrån totalfosforkoncentration och totalkvävekoncentration i sötvatten enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

Totalfosforkoncentration, $\mu\text{g/l}$		Totalkvävekoncentration, $\mu\text{g/l}$	Klass	Benämning
Maj–oktober	augusti			
≤ 12,5	≤ 12,5	≤ 300	1	Låga koncentrationer
12,5 – 25	12,5 – 23	300 – 625	2	Måttligt höga koncentrationer
25 – 50	23 – 45	625 – 1 250	3	Höga koncentrationer
50 – 100	45 – 96	1 250 – 5 000	4	Mycket höga koncentrationer
> 100	ej def.	> 5 000	5	Extremt höga koncentrationer

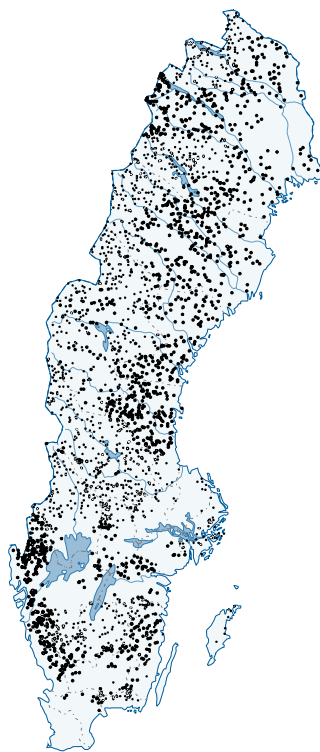
Tabell 22. Avvikelseklassning av totalfosfor och totalkväve enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913 och "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav", Naturvårdsverket Rapport 4914. Nuvärdet dividerat med ett jämförvärde. För sjöar kan jämförvärdet (TP_{ifr}) beräknas ur $\text{TP}_{\text{ifr}} (\mu\text{g P/l}) = 5 + 48 \cdot \text{abs } f_{420/5}$

Totalfosfor		Totalkväve	Klass	Benämning (sjö / hav)
Sjöar	Hav			
≤ 1,5	≤ 1,0	≤ 1,0	1	Ingen eller obetydlig avvikelse
1,5 – 2,0	1,0 – 2,3	1,0 – 1,6	2	Tydlig avvikelse / Liten avvikelse
2,0 – 3,0	2,3 – 3,6	1,6 – 2,1	3	Stor avvikelse / Tydlig avvikelse
3,0 – 6,0	3,6 – 4,9	2,1 – 2,7	4	Mycket stor avvikelse / Stor avvikelse
> 6,0	> 4,9	> 2,7	5	Extrem avvikelse / Mycket stor avvikelse

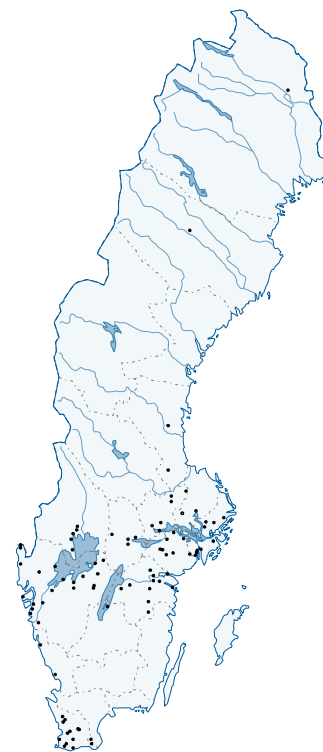
Fosfor



Figur 103. Koncentrationen av totalfosfor i 4 017 sjöar undersökta vintern 1990 och 4 190 sjöar undersökta hösten-vintern 2000–01. Inlagda finns värden för Vänern och Siljan 2000–01. Se vidare beskrivning på sidan 25.



Figur 104. Sjöar med lägsta koncentrationen av totalfosfor, under 12,5 µg/l, i riksinventeringen 2000.



Figur 105. Sjöar med högsta koncentrationen av totalfosfor, över 100 µg/l, i riksinventeringen 2000.

Fosfor är nödvändigt för alla organismers energiomsättningar. I naturvattnen förekommer fosfor som löst oorganisk fosfor, löst organiskt bunden fosfor samt partikulärt bunden, oorganisk eller organisk, fosfor. I de flesta vattenområden är mängden partikulärt bunden fosfor större än mängden löst organisk fosfor, vilken i

sin tur är större än mängden löst oorganisk fosfor.

Ett ytvatten tillförs fosfor via vittering och avrinning från land, inklusive eventuella utsläpp. Dessutom tillförs fosfor vid nedbrytning av organiskt material och genom uppvällning av fosforrikt djupvatten.

DOP	Dissolved Organic Phosphorus
POP	Particulate Organic Phosphorus
DIP	Dissolved Inorganic Phosphorus

Ytvattnets fosforsänkor är förluster via fiske och sedimentation. Fosfor förekommer inte i atmosfären.

Totalfosfor

Med totalfosfor menas summan av löst oorganisk fosfor (= ortofosfat), polyfosfater (förekommer t.ex. i tvättmedel), löst organisk fosfor samt partikulärt bunden organisk och oorganisk fosfor.

Totalfosfor, Tot-P, mäts i µg P/l eller µmol P/l.

Totalfosfor är en potentiell näringskälla, eftersom den fosfor som ej direkt kan tas upp av växtligheten kan omvandlas till tillgängligt fosfat.

Förhållandet mellan koncentrationerna av fosfat-fosfor och totalfosfor är svårt att ange. Skillnaderna är stora beroende på årstiden, typen av vattenområde och påverkan från omgivningen. Vid riksinventeringen 1995 var medianandelen fosfat ca en fjärdedel. Minst andel var några pro-

cent och som mest var andelen 95 procent.

I ekosystem utan mänsklig påverkan och med en luftdeposition som i Norrland är de naturliga bakgrundskoncentrationerna av totalfosfor mellan 5 och 25 µg/l. Typisk totalfosforkoncentrationen i våra kustnära vatten är 1–10 µmol Tot-P/l.

Utförande

De organiska och oorganiska fosforföreningarna omvandlas till fosfat genom kokning med kaliumperoxodisulfat i sur miljö. Se vidare fosfat.

På grund av de naturligt låga koncentrationerna av fosfat är det vid

provtagning och analys mycket viktigt med väl rengjorda flaskor och analysutrustning. Fosfatfritt diskmedel måste användas.

Löst totalfosfor erhålls efter filtrering genom ett 0,45 µm membranfilter. Partikulärt fosfor beräknas som skillnaden mellan totalfosfor och löst totalfosfor.

SS-EN 1189 Bestämning av totalfosforhalt i vatten – Uppslutning med peroxodisulfat – Spektrometrisk metod med ammoniummolybdat

SS-EN ISO 10 695 Bestämning av några utvalda organiska kväve- och fosforföreningar – Gas-kromatografiska metoder (ISO 10695: 2000)

Fosfors atomvikt är 31.

1 µmol P = 31 µg P

Fosfat

I aeroba vatten finns löst oorganisk fosfor i form av ortofosfater, H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} och PO_4^{3-} . Dessa tre former kallas gemensamt för fosfat-fosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) och är de enda former av fosfor som växterna kan tillgodogöra sig. Fosfatkoncentrationen mäts i $\mu\text{g/l}$ eller i $\mu\text{mol/l}$.

Sjöar och vattendrag

Den naturliga fosfatkoncentrationen i sötvattenmiljön är vanligtvis lägre än vad växter och plankton kan tillgodogöra sig – dvs. fosfatkoncentrationen är i alla normala sötvattenssystem begränsande för alg- till växten, speciellt på sommaren.

Fosfatkoncentrationen utgör ett mått på den för växterna omedelbart tillgängliga fosfor i vattnet. En hög fosfatkoncentration i en sjö är därför normalt en indikation på en eutrofiering. I ytvattnet kan dock en eutrof sjö ha låga fosfatkoncentrationer, om växterna vid sin assimilation tagit upp det tillgängliga fosfatet. Detta är vanligtvis fallet i samband med dålig omblandning med djupare vattenmassor p.g.a. temperaturskiktningar.

Om fosfater tillförs, t.ex. genom enskilda avlopp, från jordbruksmarker eller genom inblandning av närsalterika, djupare vattenskiikt, reagerar sjöns vegetation snabbt på den ökade fosfatkoncentrationen med en tillväxt. Exempelvis kan en ökning av fosfatmängden med 1 g i laboratorieexperiment ge upphov till 1 700 g alger, motsvarande ca 140 g algtorrs substans (om övriga näringsämnen finns i tillräcklig mängd). När döda celler, både från växter och djur, sedan bryts ned, frigörs fosfat igen. Bottenvattnet och botten sedimenten kommer därför att bli rika på fosfor. Om syrgas då finns närvarande, kommer det frigjorda fosfatet att bindas i sedimenten med hjälp av järn(III)joner och undan dras kretsloppet. Om bottenvattnet däremot är syrgasfattigt, reduceras järn(III)jonerna och fosfor frigörs som fosfatjoner i bottenvattnet. Bottenvattnets syrgaskoncentration har alltså stor betydelse för en sjös tillgång till närsalter och dess igenväxning.

I vattendragen är vanligtvis koncentrationen fosfor högre uppströms en sjö än nedströms, beroende på att sjön fungerar som "fosforfälla". 30–50 procent av fosfor kan antas kvarhållas i en sjö, då omsättningstiden är ca ett år. I sjöar med omsättningstider på flera år kan 70–80 procent eller mer av fosfor kvarhållas.

I näringsfattiga sjöar kan koncentrationen av fosfat-fosfor uppgå till $5 \mu\text{g/l}$, i näringsrika till ca $200 \mu\text{g/l}$. I slättlandsåar kan koncentrationerna som mest uppgå till $300\text{--}400 \mu\text{g/l}$.

I grundvatten indikerar koncentrationer överstigande $200 \mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$ möjlig påverkan från avlopp, gödsel eller liknande.

Sjöar i försurade områden har ofta fosforbrist. P.g.a. försurning löses aluminium ut till mark- och sjövattnet, reagerar med fosfat och bildar svårslösligt aluminiumfosfat. I samband med kalkning och fiskutplantering diskuteras därför ofta gödsling av sjön med fosfat för att indirekt ge mera näring åt fisken.

Havsvatten

I havsvatten är HPO_4^{2-} den dominerande formen av ortofosfat. Fosfat tas upp av primärproducenter i den eufotiska zonen (se figur 68). Under produktionsperioden är därför koncentrationen av fosfat låg i ytvattnet – ibland ner mot detektionsgränsen. Trots detta kan många marina alger uppnå en hög tillväxthastighet vid mycket låga koncentrationer ($0,03 \mu\text{mol/l}$). En fosfatkoncentration i denna storleksordning är alltså inget bevis för att produktionen är fosforbegränsad.

Fosfor omsätts snabbt i det biologiska systemet. Fosfat utsöndras antingen direkt av levande organismer eller frigörs när det döda organiska materialet oxideras av syrgas. Detta sker delvis i djupvattnet där koncentrationerna av fosfat blir höga.

Vid oxiska förhållanden i sedimenten adsorberas fosfat på t.ex. lerpartiklar och järn(III)oxyhydroxider. På så sätt försvinner årligen i genomsnitt 10 procent av djupvattnets fosfor till sedimenten. Vid låga syrgaskoncentrationer reduceras järnet till Fe(II). Det bundna fosfatet frigörs då och fosfatkoncentrationen i djupvattnet ökar.

Koncentrationen av fosfat i marina ytvatten är $0\text{--}1 \mu\text{mol PO}_4\text{-P/l}$. I djupvatten kan den bli upp till $1\text{--}3 \mu\text{mol PO}_4\text{-P/l}$. I Östersjöns anaeroba djupvatten överstiger koncentrationen $5 \mu\text{mol/l}$.

Utförande

Fosfat analyseras med hjälp av fotometer, normalt på ofiltrerat prov. Löst fosfat fås om provet filtreras genom ett filter med porvidden $0,45 \mu\text{m}$. Analysera snarast möjligt eller konservera provet med 1 ml 4 M H_2SO_4 per 100 ml prov.

Enklare metoder, t.ex. komparatorkyvetter, har oacceptabelt låg analyskänslighet för mätning på naturvatten.

SS-EN 1189 Bestämning av fosfor – Spektrometrisk metod med ammoniummolybdat.

Fosfatkoncentrationen bör anges som fosfat-fosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$), dvs. massan eller antalet mol av den i fosfat ingående fosfor per liter prov.

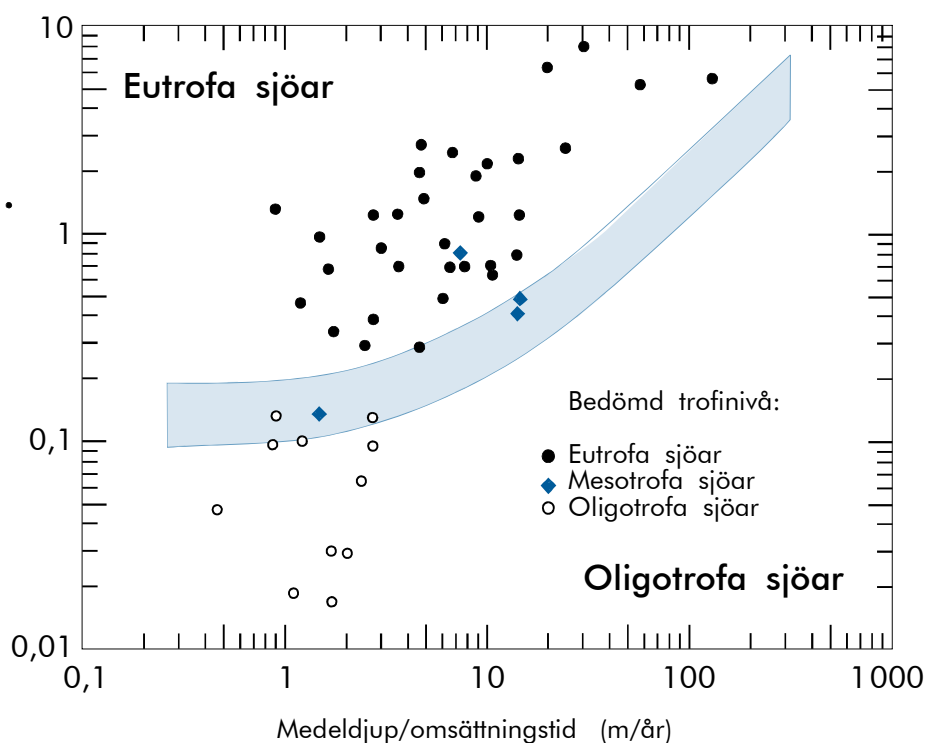
$$1 \text{ mg PO}_4\text{-P} = 3,1 \text{ mg PO}_4^{3-} = 32,3 \mu\text{mol PO}_4\text{-P}$$

$$1 \mu\text{mol PO}_4\text{-P} = 31 \mu\text{g PO}_4\text{-P} = 95 \mu\text{g PO}_4^{3-}$$

Tabell 23. Jämförvärden för totalfosfor, totalkväve och lösta närsalter i havsområden runt Sverige enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav", Naturvårdsverket Rapport 4914. Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$. Värdena för Bottenviken och Bottenhavet bygger på medianvärden för opåverkade lokaler 1987–1991. Egentliga Östersjöns värden bygger på historiska data motsvarande värden kring 1950. Västerhavets värden bygger på medelvärden från 1979–1993 som justerats nedåt.

Samtliga beräkningar är gjorda för ytvattnet 0–10 m. För totalkväve och totalfosfor finns både intervärden före vårbloomingen och sommarvärden i slutet av juli angivna. För de oorganiska näringsämnen (ammoniumkväve, nitrat-nitritkväve och fosfatfosfor) gäller koncentrationerna under vintern före vårbloomingen.

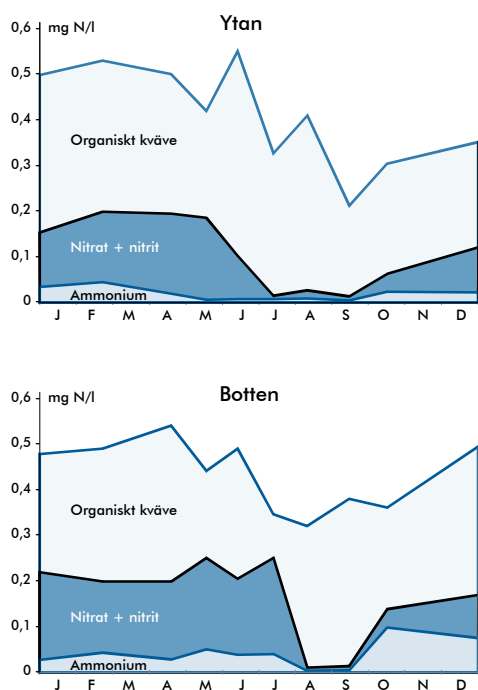
Typområde	Totalfosfor		Totalkväve		Ammoniumkväve	Nitrat + nitritkväve	Fosfatfosfor
	vinter	sommar	vinter	sommar			
Bottenviken	0,18	0,26	20	17	0,12	7,9	0,05
Bottenhavet	0,52	0,25	16	16	0,24	5,7	0,27
Egentliga Östersjön	0,35	0,20	12	12	0,10	2,0	0,20
Västerhavet (Kattegatt, Skagerrak)	1,0	0,70	15	12	0,50	5,0	0,70



Figur 106. Ett Vollenweiderdiagram beskriver risken för övergödning av fosforbelastning i sjöar. Fosforbelastningen anges som gram fosfor som tillförs sjön från hela dess avrinningsområde delat med sjöns yta. Fosfortillförseln kan man få genom haltmätningar i tillrinnande vattendrag eller genom beräkning av ytförluster från olika marktyper och bidrag från punktkällor.

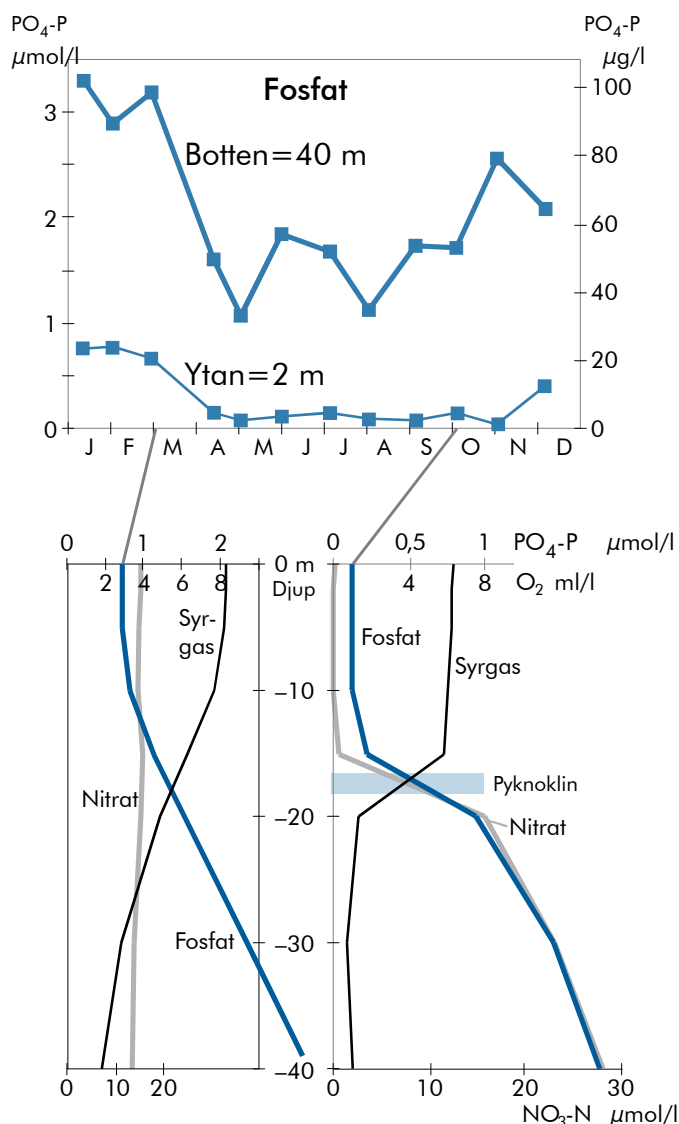
Årstidsvariationer av kväve, fosfor och syrgas

Kurvor som visar hur en variabel varierar med djupet i ett vattenområde och siffror som anges för koncentrationer är ofta årsmedelvärden. I vår klimatzon med stora ljusvariationer under året är dock årstidsvariationerna betydande, speciellt för de ämnen som deltar i den biologiska primärproduktionen. Ytvattnet har större årstidsvariationer än djupvattnet. "Normala" årstidsvariationer i ett vattensystem är svåra att fastställa, eftersom dessa, förutom av ljusvariationer, styrs av variationer i områdets vattenomsättning.



Figur 107. Fördelning av de olika kvävefraktionerna i Fräcksjön under 1989. I den översta figuren, som visar förhållandena i ytvattnet, syns hur först ammonium och sedan nitrat tas upp av växtligheten och försvinner ur vattenfasen. "Organiskt kväve" är beräknat utifrån uppmätt totalt kväve och omfattar inte kväveinnehåll i större organismer. Totalkvävehalten sjunker under sommaren beroende på att tillförseln från omgivande skogsmark är låg, samtidigt som produktionen i sjön och därmed inbyggande av kväve är högre under sommaren.

Under hösten blir mineraliseringen av kväve högre än växternas upptag och halterna av oorganiskt kväve stiger ånyo. Ammoniumandelen av det oorganiska kvävet i bottenvattnet är hög efter sommaren p.g.a. att syrgashalten är låg.



Figur 108. Typiska årstidsvariationer för kväve och fosfor i kustnära vatten vid svenska västkusten.

Under tidig vår, då tillgången på ljus ökar och stabiliteten i vattenpelaren blir tillräckligt bra, startar en kraftig planktonblomning i det näringsrika ytvattnet. Havet blommar. Oorganiska näringsämnen binds i organiskt material och koncentrationerna av kväve och fosfor i ytvattnet minskar. En viss del av detta material förbrukas eller oxideras och återcirkulerar redan i ytvattnet. Resten faller från ytan ner mot botten. Ytskiktet töms härvid på kväve och fosfor.

I djupvattnet binds en del näringsämnen i sedimenten, medan resten så småningom frigörs vid nedbrytningen. Kväve och fosfor ansamlas därför under sommaren i djupvattnet. Pyknoklinen (densitetssprångskiktet) som här utgörs av en termoklin hindrar att näringen blandas upp igen i ytvattnet. Under våren och sommaren bildas därför en nutriklin mellan det näringsfattiga ytvattnet och det näringsrika bottenvattnet. Först under hösten och vintern när ytvattnet kyla av sker en omblandning och en återtransport av kväve och fosfor till ytan. Cirkeln är sluten.

Data från Koljö fjord, Göteborgs och Bohus läns Vattenvårdsförbund.

Förhållandet mellan kväve och fosfor

I allt organiskt material är förhållandet mellan oorganiskt kväve (nitrat, nitrit och ammonium) och oorganisk fosfor (fosfat) i det närmaste konstant. Grovt sett krävs det 16 kväveatomer för varje fosforatom vid bildning av organiskt material. Anges samma förhållande i vikt, blir det 7 g kväve för varje gram fosfor. N/P-kvoten i havens djupvatten är just 16. Om kvoten avviker från 16 (eller 7) begränsas tillväxten av planktonalger, därför att det saknas kväve eller fosfor. Om N/P-kvoten är större än 16 anses fosfor vara den begränsande faktorn. I vatten med N/P-kvot mindre än 16 anses kväve vara begränsande.

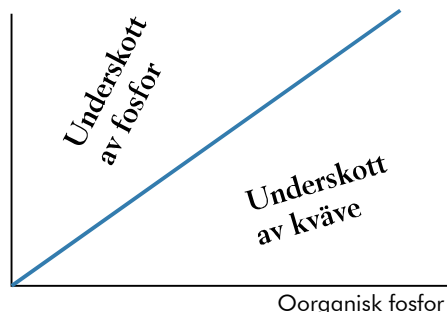
Vid nedbrytning av organiskt material innehållande 106 kolatomer åtgår 138 molekyler syrgas (276 syreatomer). Vid fullständig nedbrytning frigörs samtidigt de oorganiska näringsämnena i det molförhållande som de har i det organiska materialet, dvs. $C:O_2:Si:N:P = 106:138:15:16:1$ (molförhållande). Redan 1934 började Redfield undersöka förhållandet mellan syre, kol, kväve och fosfor i vatten och i plankton. Efter 30 års arbete föreslog han ovanstående molförhållanden, vilka därför kallas för "Redfields kvoter".

Sjöar och vattendrag

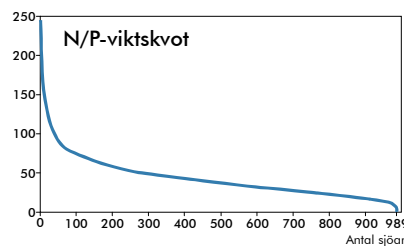
I sötvatten är vanligen fosfor begränsande faktor för algernas tillväxt.

Hav

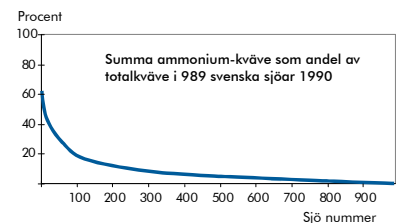
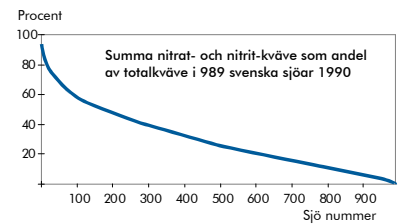
Normalt är kväve begränsande ämne i öppna havsvatten, medan fosfor är begränsande i kustnära vatten. I Bottenviken är N/P-kvoten hög (ca 50–100) samtidigt som fosfatkoncentrationerna är låga, eftersom fosfat bindes till järn som tillförs via älvar från omgivande skogs- och myrmar-



Figur 111. Förhållandet mellan oorganiskt kväve och oorganisk fosfor i ett vattensystem. Den heldragna linjen anger molverket $N:P = 16:1$ eller viktskvoten 7:1. Värderna som ligger till vänster om linjen indikerar underskott av fosfor, medan mätpunkter till höger om linjen indikerar underskott av kväve.



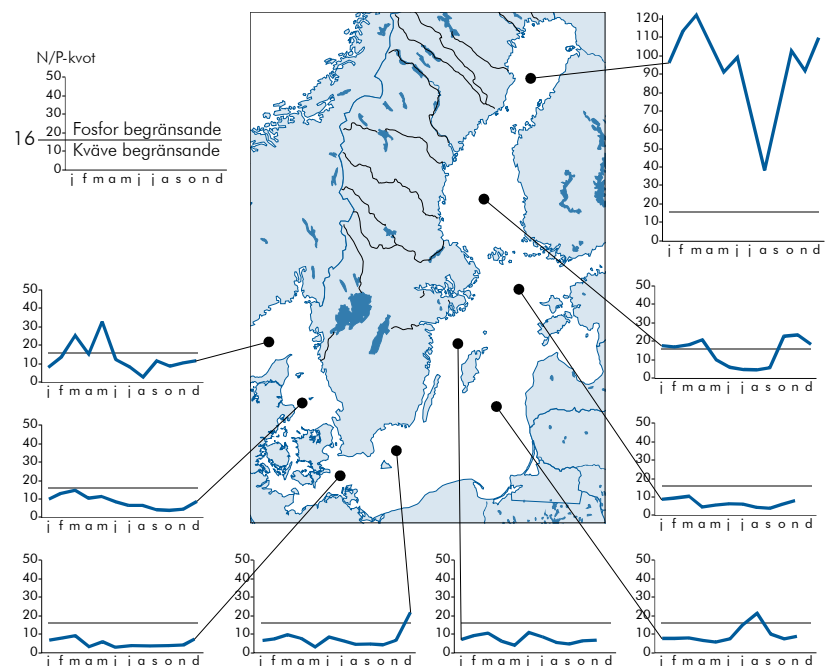
Figur 109. Frekvensdiagram över totalkväve/totalfosforkvoten i 989 sjöar från riksinventeringen 1990. Viktskvoten 7/1 av oorganiskt kväve/fosfor ger optimal tillväxt i sötvatten. Eftersom viktskvoten kväve/fosfor i organiskt material är 7/1, är också den optimala kvoten för totalkväve/totalfosfor 7/1. Fosfor är därför begränsande i nästan alla svenska sjöar.



Figur 110. I vissa sjöar kan någon av de oorganiska kväveformerna dominera. Det är vanligare med stor andel nitrat-nitrit, men det finns gott om exempel där ammonium har stor andel av totalkvävehalten. Data från riksinventeringen 1990.

ker. Här anses fosfor vara begränsande. I egentliga Östersjön, i Kattegatt och i Skagerrak är N/P-kvoten ca 10 (atomförhållande) och fosfatkoncentrationerna betydligt högre. I dessa områden anses kväve vara begränsande. I Östersjön kan cyanobakterier (blågröna alger)

blomma trots kväveunderskottet, eftersom dessa kan utnyttja atmosfärens kvävgas (N_2) som kvävekälla.



Figur 112. N/P-kvoten (molkvot) i haven runt Sverige. I diagrammen är kvoten 16 där tillväxten hos växtplankton övergår från att vara begränsad av kväve till att vara begränsad av fosfor. Efter "Miljötilståndet i svenska kust- och havsområden", Statistiska centralbyrån, 2001.

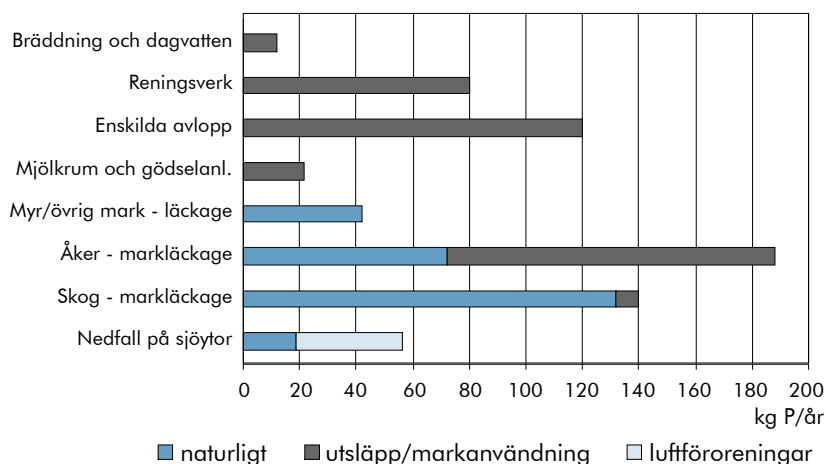
Arealförluster av kväve och fosfor

Huvuddelen av den fosfor och kväve som återfinns i våra sjöar och vattendrag kommer från omgivande marker och verksamheter. Vid beräkning av tillförseln kallas detta arealförluster, även om det i området finns punktkällor. Arealförluster beräknas oftast genom att uppmätta koncentrationer multipliceras med flödet. Detta görs normalt månadsvis för att få godtagbar noggrannhet. Transporten delas sedan med avrinningsområdets yta, i ha, för att kunna jämföras med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

För att sätta in rätt åtgärder vid en övergödningssituation är det viktigt att kunna identifiera de bidragande källorna. Ett sätt är att göra en beräkning av tillförseln från de källor som normalt sett förekommer. Denna beräkning bör jämföras med transportberäkningar om sådana är gjorda för området. Ett datorprogram för budgetering finns för gratis nedladdning på vår hemsida www.miljo.gu.se/vatten/. Denna budgetering ger källfördelningen på tillförseln men tar ingen hänsyn till kvarhållningen, retentionen, av näringsämnen, främst i sjöar. För att beräkna retentionen i en sjö behöver sjöns omsättningstid vara känd, se sid 31.

Bidraget från åkermarken har stora variationer från år till år beroende på hur avrinningen ser ut. Om åkermarken övervämmas när den ej är täckt av vegetation kan stora mängder partikelbundet fosfor eroderas bort från åkern.

Källor till fosfortillförsel



Figur 113. Fördelning av fosfortillförsel till en fictiv sjö eller ett vattendrag från olika källor. Fördelningen är beroende på den ytmässiga andelen av olika markslag, främst åkerandelen, antalet hus med enskilda avloppsanläggningar och deras reningsstandard liksom punktkällor som reningsverk, industrier, fiskodlingar och mjölkrum.

På motsvarande sätt fördelas kvävetillförseln. Då brukar reningsverkens utsläpp få en mer dominerande ställning då dessa är sämre på att rena kväve än fosfor. Mjölkrumsdiskens bidrag till kväveutsläppen är försumbara. Deras bidrag till fosfortillförseln har också minskat då fler använder fosforfria diskmedel.

Beräkningen är gjord enligt Wennerholm, T. (1992), Modell för beräkning av tillförsel av kväve och fosfor, Länsstyrelsen i Älvsborgs län.

Tabell 24. Tillstånd utifrån arealspecifik förlust av totalfosfor och totalkväve till vattendrag enligt "Bedömningsgrunder för miljö-kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

Areal specifik förlust, kg/ha, år		Klass	Benämning
Totalfosfor, P	Totalkväve, N		
≤ 0,04	≤ 1,0	1	Mycket låga förluster
0,04 – 0,08	1,0 – 2,0	2	Låga förluster
0,08 – 0,16	2,0 – 4,0	3	Måttligt höga förluster
0,16 – 0,32	4,0 – 16,0	4	Höga förluster
> 0,32	> 16,0	5	Mycket höga förluster

Retention

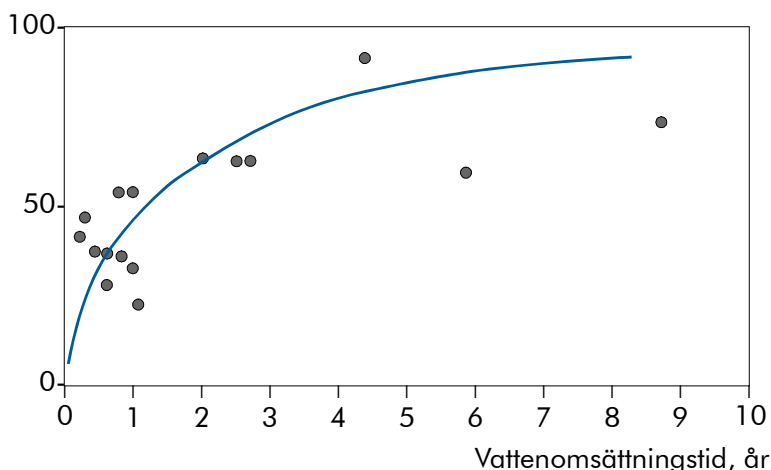
Med retention menas den kvarhållning som sker i en sjö eller ett vattendrag. Begreppet har mest använts om fosfor men gäller i princip alla ämnen. För kväve gäller det att hålla isär retention och den avgång till atmosfären som kan ske genom t.ex. denitrifikation.

Retentionen kan drivas av flera mekanismer; rent fysikaliskt sker en sedimentation av partiklar som är för stora för att kunna hålla sig flytande i vattenmassan, kemiskt kan fosfor bindas till järn, aluminium eller kalcium m.m. och flockas ut och sjunka till botten samt den, åtminstone i stora sjöar, viktigaste orsaken till retention, biologiskt upptag av fosfor som sedan bundet i dött organiskt material sjunker till botten.

En del av den fosfor som deponerats till botten kan frigöras igen. En vanlig orsak är att det blir syrgasbrist i bottenvattnet, vilket kan reducera järnet som därmed förlorar sin förmåga att kvarhålla fosfor. En i vissa sjöar viktig källa till återföring av fosfor är det bökande i bottenarna som mört och annan vitfisk står för. Därför har man i sjöar med stor fosforbelastning fiskat ut vitfisk och kunnat minska algbloomingarna.

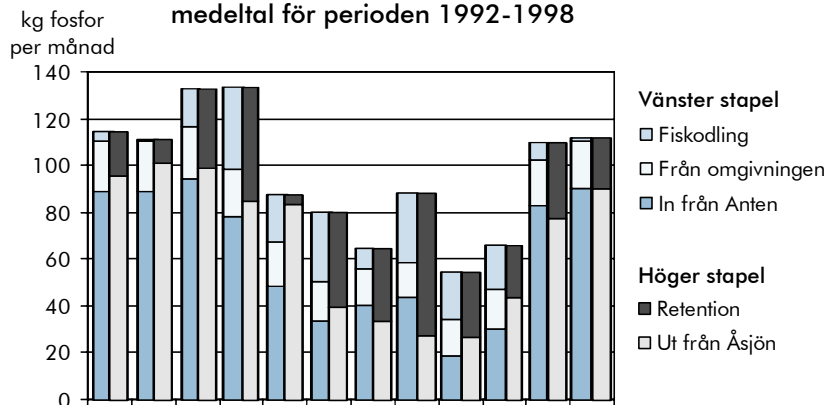
Hur stor denna återföring av fosfor är kan vara svår att beräkna. I sjöar med stagnanta förhållanden och tillräckligt stort djup för att ett stabilt temperatursprångskikt ska kunna bildas, kan man uppskatta återföringen från sedimenten genom att mäta fosforhalten i vattnet under språngskiktet i slutet av stagnationsperioden. Då missas eventuell upptransport av fosfor bundet till sedimentpartiklar som liftar med uppstigande sumpgasbubblor.

Fosforretention %



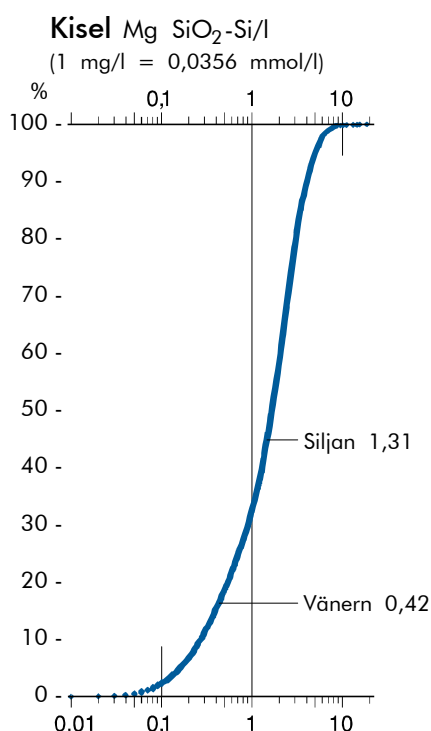
Figur 114. Retentionen av fosfor är till stor del beroende av sjöns omsättningstid. Figuren kan användas för att grovt uppskatta retentionen i en sjö.

Månadsvis balans för fosfor,
medeltal för perioden 1992-1998

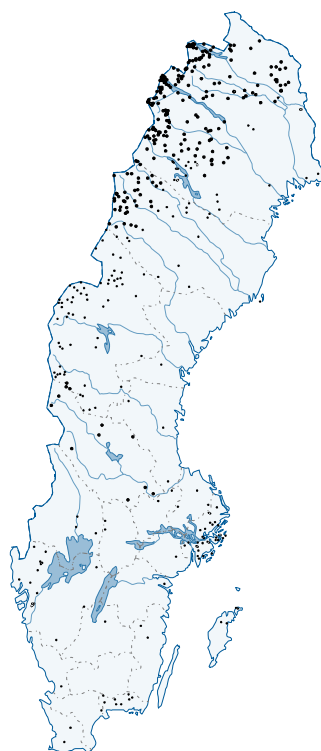


Figur 115. Retentionen av fosfor i Ålandssjön. Genom att balansera de kända fosforkällorna mot den fosfor som följer med utloppsvattnet har retentionen beräknats. Retentionen är den mängd fosfor som finns i det material som sjunker till botten minus det som vid syrgasbrist frigörs från bottenarna igen. Ur: Bydén, Stefan och Wemmer, Rainer. Syrgas brist i Åsjön, Avd. för tillämpad miljövetenskap, Göteborgs universitet, 1999.

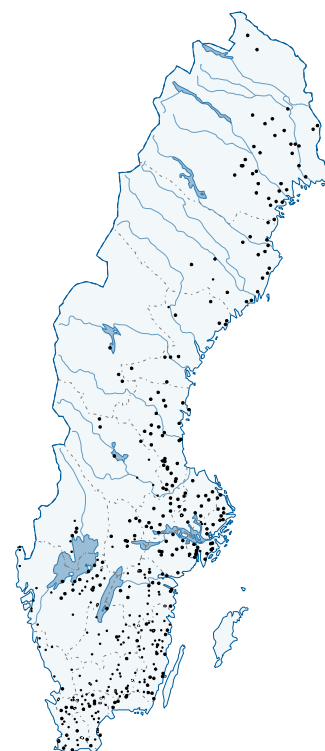
Kisel



Figur 116. Koncentrationen av kisel i 4 017 sjöar undersökta vintern 1990 och 4 190 sjöar undersökta hösten-vintern 2000–01. Inlagda finns värden för Vänern och Siljan 2000-01. Se vidare beskrivning på sidan 25.



Figur 117. Sjöar med lägsta koncentrationen av kisel, under 0,27 mg/l, i riksinventeringen 2000.



Figur 118. Sjöar med högsta koncentrationen av kisel, över 4,03 mg/l, i riksinventeringen 2000.

Näst efter syre är kisel det vanligaste elementet i jordskorpan. I naturen förekommer kisel aldrig i fri form utan är alltid bundet till syre som kvarts, fältspat eller lermineral (SiO_2). Kisel vittrar från berggrunden och kommer till sjöar och hav via avrinningen från land eller med vindar. I vattnet kan kisel finnas både i löst form som kiseltsyra (H_4SiO_4) och i partikulär form som t.ex. aluminiumsilikat. Silikater är salter av kiseltsyran. Partiklar som kommer till sjöar och hav sedimenterar så småningom och bildar sediment. De minsta partiklarna stannar i vattnet under flera år innan de sedimenterar. I öppna oceanen, där medeldjupet är 3 790 m, tar det hundratala år för en lerpartikel att sedimentera från ytan till botten. I en flodmynning där sött vatten möter salt kan en flockulering av partiklarna ske, vilket medför en mycket snabb sedimentation (dygn) just i flodmynningen. Vid denna sedimentation kan även en betydande del av metallföroreningar i vattnet följa med ner till sedimenten där de begravs.

Vissa grupper av växtplankton, t.ex. kiselalger, kräver silikat vid bildning av opal i skal och skelett. Kiselalgernas skal är vackert skulpterade och de är mycket motståndskraftiga. Kiselalger trivs bäst i kalla

vatten under mörkare årstider. När dessa blommar kan allt kisel i ytvattnet förbrukas helt och bli den faktor som begränsar primärproduktionens storlek. 50 % av allt material i en kiselalg (torrvikt) kan vara SiO_2 . När kiselalgen dör faller den mot botten och bryts ner eller ackumuleras i sedimenten. Vid nedbrytningen kommer silikat att åter frigöras, huvudsakligen i djupvattnet, där koncentrationen blir hög. Silikat frigörs långsammare än fosfor och kväve.

Havsvatten

I havens ytvatten gäller att ju större sötvattentillrinningen är desto mer silikat finns det. Salthalt och koncentration av silikat följer därför varandra på så sätt att vatten med en låg salthalt ofta har hög koncentration av silikat. Till skillnad från kväve och fosfor styrs silikat inte direkt av syrgaskoncentrationen, endast indirekt via pH. Om syrgasen i djupvattnet tar slut, och en anoxisk miljö bildas, kommer nedbrytningen från deponerade kiselskal att fortsätta. Koncentrationen av sili-

kat i havsvatten varierar mellan 0 och 200 $\mu\text{mol/l}$.

Sjöar och vattendrag

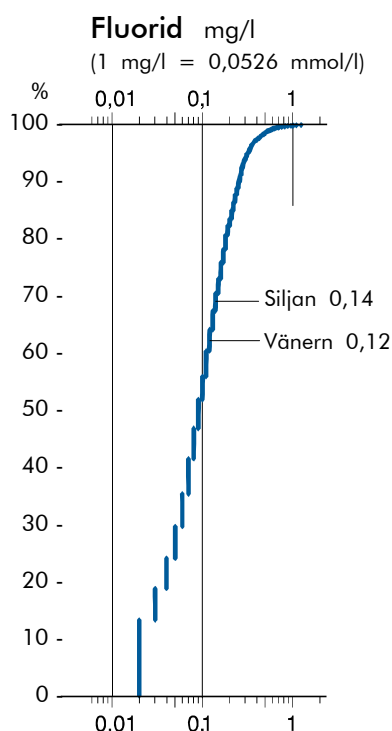
Kiselalgernas cellväggar är mycket mekaniskt hållbara och kan därför återfinnas i sediment hundra- och tusentals år efter algernas livstid. Olika kiselalgsarter är olika känsliga för försurning. Därför kan analys av sjösediment ge information om försurningstillståndet för länge sedan.

Bestämning av silikat

Provtagning och analys av silikat måste ske i plastflaskor, eftersom glas läcker silikat. Silikatkoncentrationen bestäms genom att man tillverkar ett gult kisel-molybdatkomplex som reduceras till en blåfärgad förening. Provets absorbans mäts i en fotometer vid 812 nm.

Provets koncentration av oorganiskt löst silikat anges i $\mu\text{g SiO}_2\text{-Si/l}$ eller $\mu\text{mol SiO}_2\text{-Si/l}$. Kisel har atomvikten 28. För omvandling av μmol till μg multipliceras μmol med 28.

Fluorid



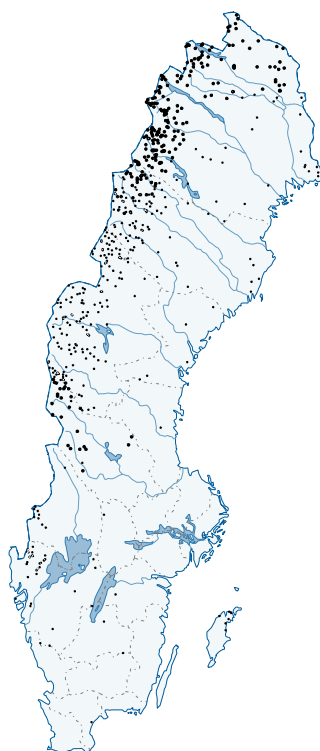
Figur 119. Koncentrationen av fluorid i 4 190 sjöar undersökta hösten och vintern 2000–01. Inlagda finns värden för Vänern och Siljan 2000-01. Se vidare beskrivning på sidan 25.

Fluor är ett vanligt grundämne, vanligare än kol, svavel och klor i jordskorpan. Det är reaktionsbenäget och förekommer därför vanligen inte i löst form i större koncentrationer. Huvuddelen av den fluor som kommer från vittring transporteras i partikulär form och sedimenteras oftast redan i sötvattenmiljö. Löst fluor i sötvatten kommer i huvudsak från havsvatten som blåst in över land. Denna cirkulation av fluor från havsvatten är 5–8 gånger större än uttransporten av vittrat löst fluor.

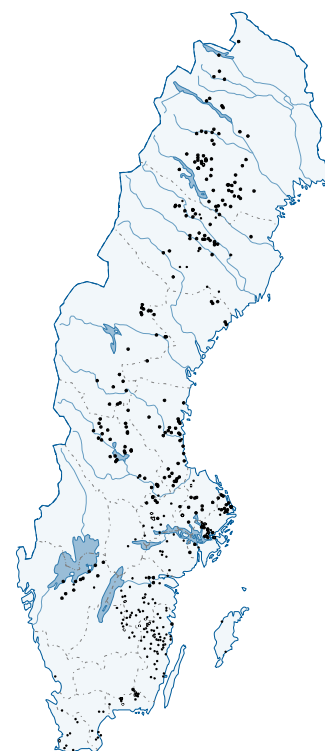
Akuta giftverkningar hos fisk har registrerats vid fluorkoncentrationer på 3–5 mg/l, men variationen i arternas känslighet är stor och påverkas av hårdhetsgrad, temperatur och kloridkoncentration.

Tabell 25. Typiska koncentrationer av silikat ($\mu\text{mol SiO}_2\text{-Si/l}$) i några havsområden.

Område	Ytvatten	Djupvatten
Bottenviken	30	30
Östra Gotlandshavet	10	100 (anoxiskt)
Skagerrak	0–1	10
Atlanten	0	80
Svarta Havet	0	200 (anoxiskt)



Figur 120. Sjöar med lägsta koncentrationen av fluorid, under 0,02 mg/l, i riksinventeringen 2000.



Figur 121. Sjöar med högsta koncentrationen av fluorid, över 0,25 mg/l, i riksinventeringen 2000.

Om fluorkoncentrationen i vattnet överstiger 0,8 mg/l har vattnet kariesförebyggande verkan. Vid koncentrationer över 1,5 mg/l bedöms vattnet hos användaren enligt Statens livsmedelsverk som "otjänligt", då det kan ge fluorinlagring i benvävnad (osteofluoros).

Sjöar och vattendrag

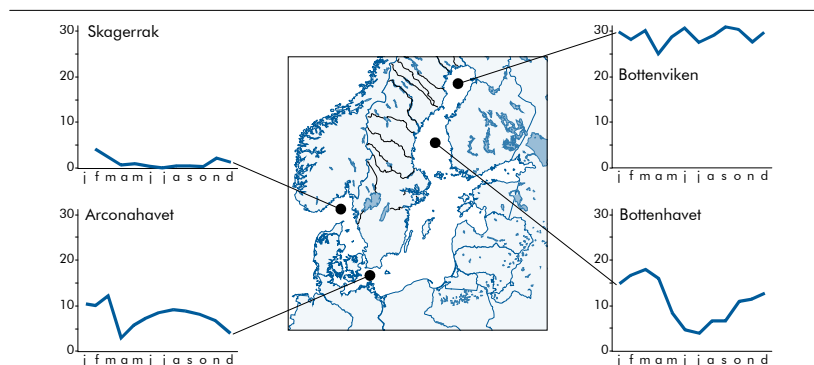
Vanligen ligger fluorkoncentrationen i svenska ytvatten på 0,1–0,2 mg/l, men koncentrationerna i ytvattentäkter varierar mellan 0,01 och 3,6 mg/l.

Havsvatten

I havsvatten med salthalten 35 finns 1,3 mg fluorid per liter. Ungefär hälften finns i form av jonparet MgF^+ . Koncentrationen i Östersjön ligger mellan 0,3 och 0,7 mg/l.

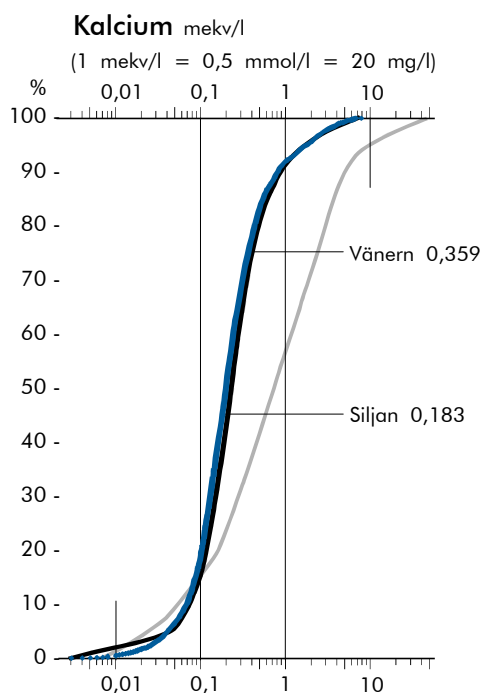
Utförande

Fluorid (F^-) bestäms i sötvatten potentiometriskt med elektrod enligt SS 02 81 35 i koncentrationer mellan 0,1 och 1 000 mg/l. $1 \text{ mmol F}^-/\text{l} = 19 \text{ mg F}^-/\text{l}$



Figur 122. Kiselhalter under året på fyra av mätstationerna i havet.

Totalhårdhet

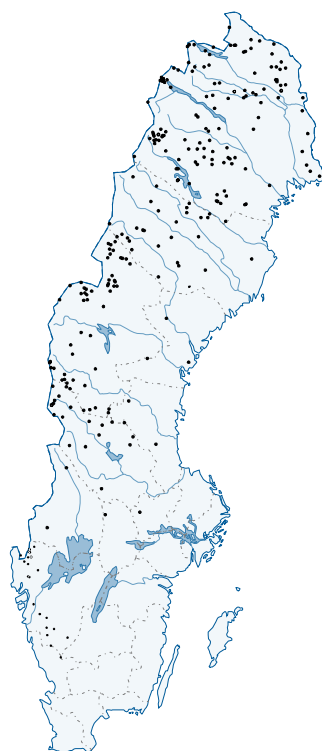


Figur 123. Koncentrationen av kalcium i 4 017 sjöar undersökta vintern 1990 och 4 190 sjöar undersökta hösten och vintern 2000–01. Inlagda finns värden för Vänern och Siljan 2000–01. Se vidare beskrivning på sidan 25.

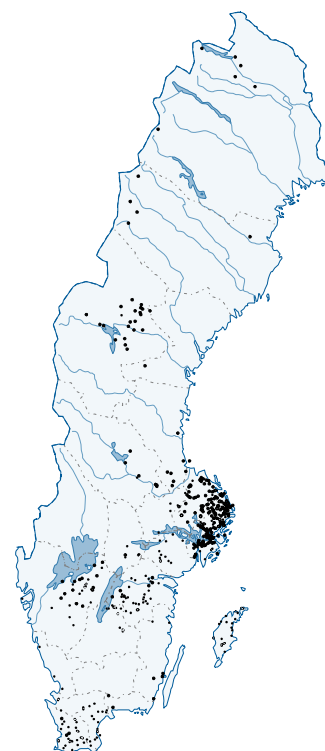
Allt naturligt vatten innehåller lösta salter i jonform. Mängden kalcium- och magnesiumjoner bestämmer vattnets totalhårdhet. Ju högre koncentrationen är av dessa joner, desto hårdare vatten. Ett hårt vatten kan i många fall minska toxiciteten hos giftiga ämnen.

Ett hårt vatten minskar tvål- och tvättmedels tvättförmåga, genom att kalcium- och magnesiumjonerna faller ut fettsyror i tvålen. Vidare kan ett hårt vatten ge kalkutfällningar, "pannsten", i värmeapparater och andra maskiner och rörsystem, där vattnet värms upp.

- Totalhårdhet definieras som summan av de alkaliska jordartsmetallernas (kalcium, magnesium, strontium och barium) salter med karbonat, sulfat, klorid, nitrat och fosfat. På grund av mängdförhållandena kan strontium och barium försummas.
- Karbonathårdhet (temporär hårdhet) består av kalcium- och magnesiumvätekarbonat respektive karbonat.
- Mineralsyrhårdhet (permanent hårdhet) innefattar sulfater, klorider, nitrater och fosfater av kalcium och magnesium.



Figur 124. Sjöar med lägsta koncentrationen av kalcium, under 0,048 mekv/l, i riksinventeringen 2000.



Figur 125. Sjöar med högsta koncentrationen av kalcium, över 0,813 mekv/l, i riksinventeringen 2000.

Tabell 26. Skala för vattnets hårdhet i mmol/l och °dH.

	mmol/l	°dH
mycket mjukt	< 0,375	0 – 2
mjukt	0,375 – 0,875	2 – 5
medelhårt	0,875 – 1,75	5 – 10
hårt	1,75 – 3,75	10 – 21
mycket hårt	> 3,75	> 21

- Totalhårdhet = karbonathårdhet + mineralsyrhårdhet.

Hårdheten utgör summan av kalcium och magnesium och anges i millimol per liter. Tidigare har hårdheten främst angetts i tyska hårdhetsgrader (°dH). 1 °dH är den hårdhet som förorsakas av en kalciumoxid (CaO)-koncentration på 10 mg/l, motsvarande 0,179 mmol per liter.

1 mmol/l = 56 mg CaO/l = 100 mg CaCO₃/l

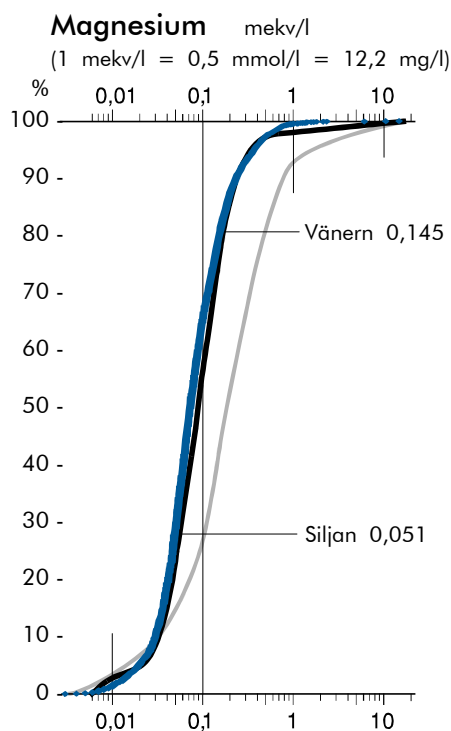
1 °dH = 0,179 mmol CaO/l = 7,2 mg Ca/l

Statens livsmedelsverk har satt gränsvärden för tjänligt med anmärkning till 100 mg Ca/l respektive 30 mg Mg/l för vattnet hos användaren.

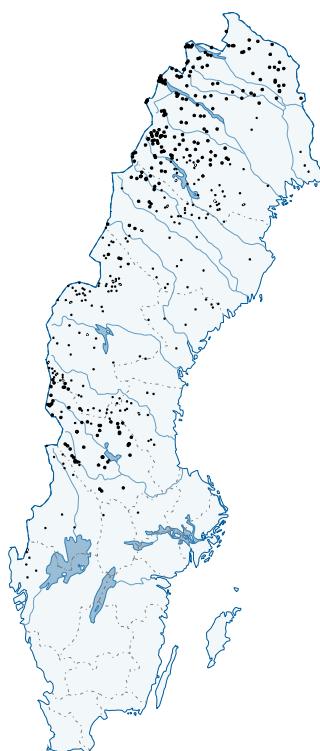
Sjöar och vattendrag

De vanligaste positiva jonslagen i sjöar och vattendrag är kalcium- och magnesiumjoner. Vätekarbonationen är i icke försurade sjöar den vanligaste negativa jonen. Se exempel på jonbalans på sidan 28.

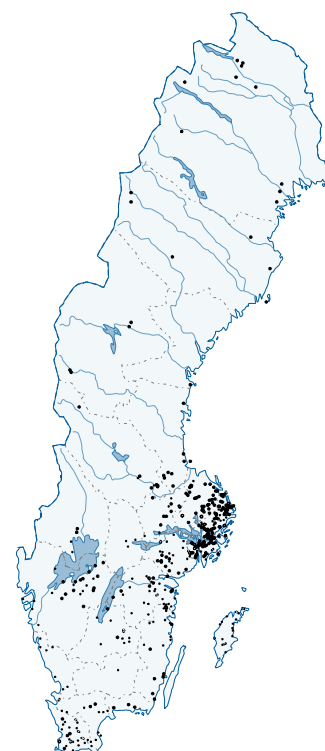
I icke försurningspåverkade sjöar är den icke marina hårdheten (se vidare på sidan 76, klorid) och alkaliniteten ungefär lika stora ($[\text{HCO}_3^-] = 0,95 [\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}]$ räknat som ekvivalenter, 1 ekv. Ca = $\frac{1}{2}$ mol Ca). Vid försurning ökar hårdheten något, medan alkaliniteten sjunker för att till slut försvinna. Om man tar hänsyn till den ökade hårdheten kan man få en uppskattning av vilken alkalinitet sjön ursprungligen hade.



Figur 126. Koncentrationen av magnesium i 4 017 sjöar undersökta vintern 1990 och 4 190 sjöar undersökta hösten och vintern 2000–01. Inlagda finns värden för Vänern och Siljan 2000–01. Se vidare beskrivning på sidan 25.



Figur 127. Sjöar med lägsta koncentrationen av magnesium, under 0,03 mekv/l, i riksinventeringen 2000.



Figur 128. Sjöar med högsta koncentrationen av magnesium, över 0,23 mekv/l, i riksinventeringen 2000.

Havsvatten

I havsvatten är de vanligaste positiva joner natrium och magnesium, medan klorid och sulfat är de vanligaste negativa. Havsvatten innehåller mycket mer lösta salter än vatten i sjöar och vattendrag. Summan av kalcium och magnesium i ett havsvatten med salthalten 35 är 64 mmol/l. Enligt hårdhetstabellen på förra sidan utgör det ca 15 gånger mer joner än gränsen för

mycket hårt vatten. Begreppet hårdhet används inte för havsvatten.

Utförande

Kalcium och magnesium titreras med EDTA som komplexbildare vid pH 10. SS 02 81 21-2 för koncentrationer mellan 0,05 och 4 mmol/l.

Kalciumkoncentrationen kan analyseras separat om pH höjs till mellan 12 och 13, där magnesium fälls som hydroxid. SIS 02 81 19 för koncentrationer mellan 2 och 150 mmol/l.

Det finns även fotometriska metoder med hög känslighet, där kalcium och magnesium fås var för sig, samt atomabsorptionsspektrofotometri i flamma (SS 02 81 61-2).

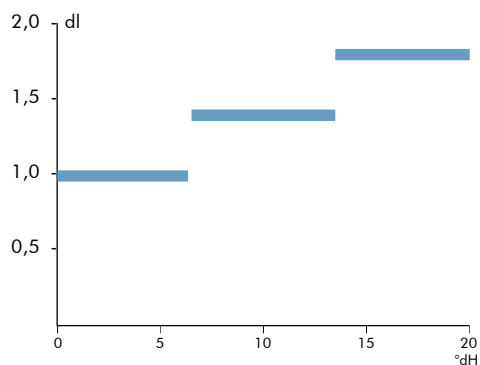
Observera

Analysen störs av hög färgstyrka, grumlighet och av metallerna aluminium, bly, järn, koppar, mangan, tenn och zink, eftersom även de komplexbinds till EDTA. I försurade vatten finns nästan alltid aluminium i störande koncentrationer. De störande metallerna kan maskeras genom tillsats av bl.a. natriumsulfid och natriumcyanid. Det se-

Tabell 27. Hårdheten i dricksvattnet i några Svenska samhällen enligt kommunernas hemsidor. Enheten är °dH.

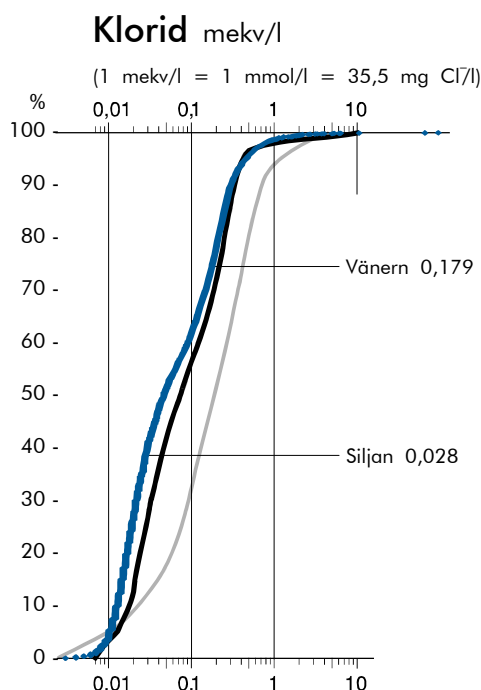
Strömstad	0,7
Karlstad	2,0
Piteå	2,8
Göteborg	3,2
Borås	3,5
Stockholm (Norsborg)	4,0
Ludvika	4,5
Stockholm (Lovö)	5,4
Malmö	6,1
Hässleholm	10,8
Kristianstad	12,5

nare bör dock undvikas då natriumcyanid är mycket giftigt. Ytterligare skäl att ej använda detta giftiga reagens är att aluminium ej maskeras i kvantitativ omfattning.



Figur 129. Genom bildning av kalktvålar minskar tvättmedlens tvättförmåga i hårt vatten. Figuren visar rekommenderad dosering vid olika hårdhet för ett vanligt tvättmedel, när tvättmängden är 3–5 kg.

Klorid



Figur 130. Koncentrationen av klorid i 4 017 sjöar undersökta vintern 1990 och 4 190 sjöar undersökta hösten och vintern 2000–01. Inlagda finns värden för Vänern och Siljan 2000–01. Se vidare på sidan 25.

Höga koncentrationer av klorid orsakar korrosion på metaller och är skadliga för växter. Klorid orsakar dock inte förgiftningseffekter hos människan.

Statens livsmedelsverk har satt gränsvärdet för "tjänligt med anmärkning" till 100 mg Cl/l hos användaren.

1 mmol Cl/l = 35,5 mg Cl/l

Sjöar och vattendrag

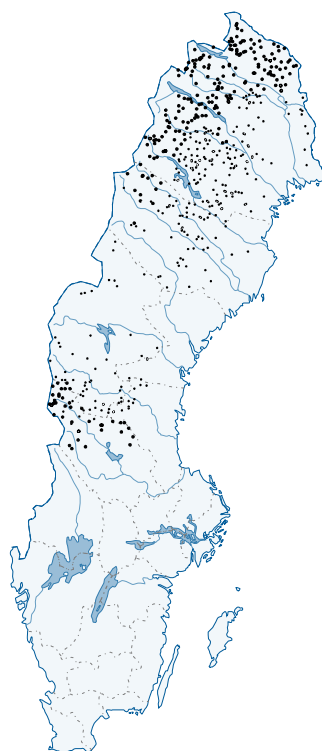
Under högsta kustlinjen kan grundvatten få höga kloridkoncentrationer från saltvatten, bl.a. i leror. Vid kusten kan brunnar drabbas av inträngande saltvatten vid stora vattenuttag och vid torrperioder. Klorid kan även komma från vägsalt.

Kloridkoncentrationen kommer i de svenska insjöarna nästan uteslutande från atmosfärstransporterat havssalt. Koncentrationerna varierar från <2 mg/l i Norrlands inland till >15 mg/l på västkusten.

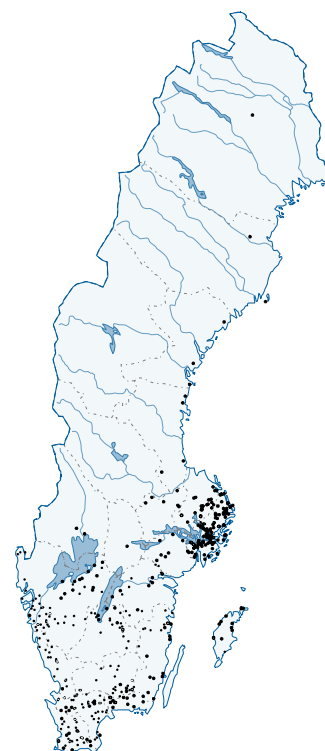
Kloridkoncentrationen kan användas för att beräkna den icke-marina (*) koncentrationen av sulfat [SO₄*] och motsvarande för sammanlagda koncentrationen av kalcium och magnesium [Ca* + Mg*]. Mängderna är angivna i mmol/l.

$$[\text{SO}_4^*] = [\text{SO}_4] - 0,05[\text{Cl}]$$

$$[\text{Ca}^* + \text{Mg}^*] = [\text{Ca} + \text{Mg}] - 0,117[\text{Cl}]$$



Figur 131. Sjöar med lägsta koncentrationen av klorid, under 0,013 mekv/l, i riksinventeringen 2000.



Figur 132. Sjöar med högsta koncentrationen av klorid, över 0,298 mekv/l, i riksinventeringen 2000.

Nederbörd

Nederbördens medelkoncentration av klorid är starkt kopplad till avståndet till salt hav. Inom de fem milen närmast västkusten låg koncentrationerna 1991 i huvudsak mellan 3 och 5 mg Cl/l. Österut och norrut sjunker koncentrationerna för att i mellansverige understiga 1 mg Cl/l.

Havsvatten

Havsvatten med salthalten 35 (‰) innehåller 20 000 mg Cl/l eller 0,55 mol Cl/l. Ofta används begreppet "klorinitet" för att ange vattnets totala innehåll av klorid, bromid och jodid. Kloriniteten kan bestämmas genom titrering. Den kan också beräknas ur provets totala salthalt med hjälp av Knudsens samband mellan salthalt (S) och klorinitet (Cl):

$$S \text{ (g/kg)} = 1,80655 \cdot \text{Cl (g/kg)}$$

Utförande

Klorid bestäms genom titrering med silvernitrat, AgNO₃, och med kaliumkromat, K₂CrO₄, som indikator, vilken ger orange silverkro-

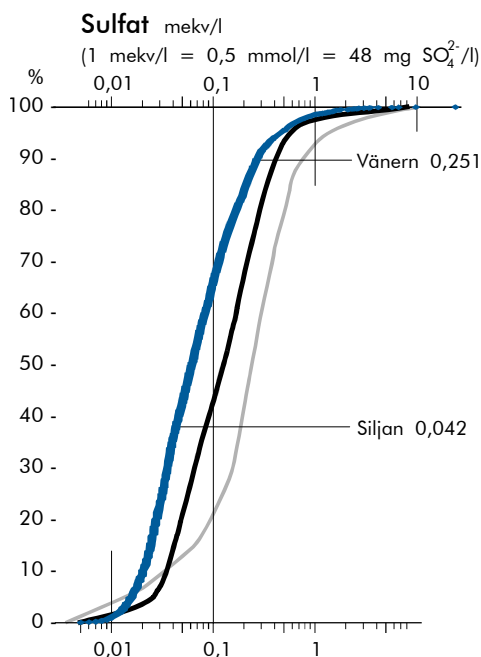
mat, Ag₂CrO₄, s.k. Mohr-titrering.

SIS 02 81 20 för grundvatten, ytvatten och dricksvatten inom koncentrationsområdet 10–250 mg Cl/l.

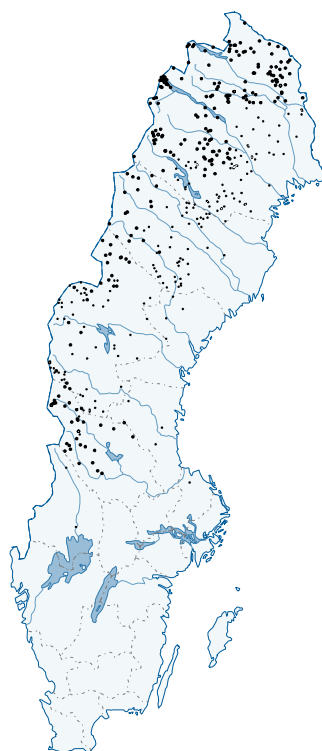
SS 02 81 36 för potentiometrisk titrering används inom koncentrationsområdet 1–100 mg Cl/l.

Modifierad Mohr-titrering för analys av klorid i havsvatten beskrivs i Grasshoff: Methods of Seawater Analysis.

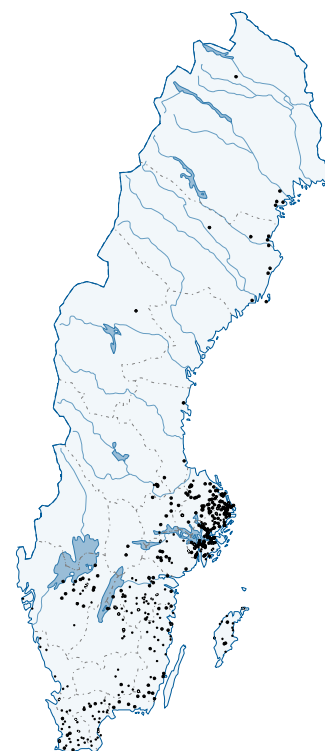
Sulfat



Figur 133. Koncentrationen av sulfat i 4 017 sjöar undersökta vintern 1990 och 4 190 sjöar undersökta under hösten och vintern 2000–01. Inlagda finns värden för Väneren och Siljan 2000–01. Se vidare på sidan 25.



Figur 134. Sjöar med lägsta koncentrationen av sulfat, under 0,02 mekv/l, i riksinventeringen 2000.



Figur 135. Sjöar med högsta koncentrationen av sulfat, över 0,27 mekv/l, i riksinventeringen 2000.

Svavelsyrans salter kallas sulfater. De flesta sulfater är lösliga i vatten. Ett undantag är t.ex. baryumsulfat. Sulfat i naturvatten förekommer i mycket varierande koncentrationer.

Statens livsmedelsverk har satt gränsvärdet för "tjänligt med anmärkning" till 100 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{l}$ hos användaren. Höga koncentrationer sulfat kan i kombination med magnesium och natrium verka laxerande.

En sulfatkoncentration som överstiger alkaliniteten räknat i ekvivalenter är aggressiv på rörledningar.

1 mmol $\text{SO}_4^{2-}/\text{l}$ = 2 mekv $\text{SO}_4^{2-}/\text{l}$ = 96 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{l}$

Sjöar och vattendrag

Sulfat tillförs sjöarna främst som försurande svavelsyra. Sulfatkoncentrationen kan därför användas som ett mått på svaveldelen av förningsbelastningen på sjön. I kustnära trakter brukar sulfat tillföras via luften med saltspray från havet. (Se klorid.)

Normala värden i sjöar i Göteborgsregionen är 9–16 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{l}$.

Nederbörd

Huvuddelen av sulfatet i nederbörden kommer från havsspray och från utsläpp

orsakade av människan. Om kloridkoncentrationen är känd, kan den antropogena andelen sulfat beräknas. Detta sulfat uppgår till ca 2–3 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{l}$ i södra delen av Sverige.

Havsvatten

Havsvatten med salthalten 35 ‰ innehåller 2 700 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{l}$. Sulfatkoncentrationen i havsområden där syrgasen tagit slut kan vara avsevärt lägre, eftersom sulfat då övergår till svavelväte (H_2S). I syresatt havsvatten kan sulfatkoncentrationen grovt uppskattas ur dess salthalt (S) genom sambandet

$$\text{SO}_4^{2-} (\text{g/kg}) = 0,07747 \cdot S (\text{g/kg})$$

Utförande

Sulfat kan bestämmas spektrofotometriskt.

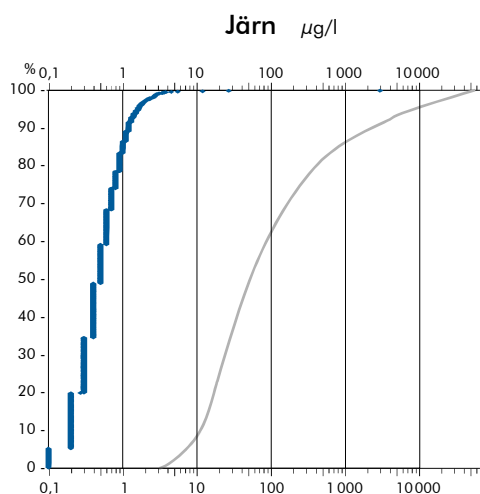
SS 02 81 82 rekommenderas inte, då en starkt giftig indikator används.

SS 02 81 98 med nefelometrisk bestämning används inom koncentrationområdet 1–50 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{l}$.

En modifierad metod för analys av sulfat i havsvatten beskrivs i

Grasshoff: Methods of Seawater Analysis.

Järn



Figur 136. Koncentrationen av järn i 4 190 sjöar undersökta under hösten och vintern 2000–01. Inlagda finns värden för Vänern och Siljan 2000–01. Se vidare beskrivning på sidan 25.

Järn tillförs naturvatten genom upplösning av järnrika mineral. Järn (Fe) förekommer i två olika oxidationsstadiet, Fe(II) och Fe(III). I vatten bestäms järnets form och koncentration av vattnets oxidationsförmåga. I syresatta vatten dominerar Fe(III) och lösligheten är liten. I syrgasfria vatten dominerar Fe(II) och lösligheten är mycket större.

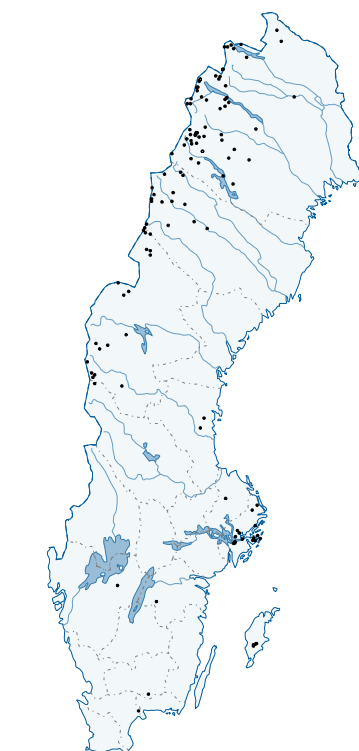
Järn är ett nödvändigt element för levande organismer, då det bl.a. ingår i andningspigmentet hemoglobin. Många organismer kan anrika järn i sina vävnader tusentals gånger jämfört med vattnets koncentration.

Höga koncentrationer av järn i vatten ger dålig lukt, smak och färg, och kan orsaka igensättning av rör. Tillsammans med perborater från tvättmedel kan järnet orsaka katalytisk nedbrytning av fibermolekylerna med en allmän försvagning av tvättgodset som följd.

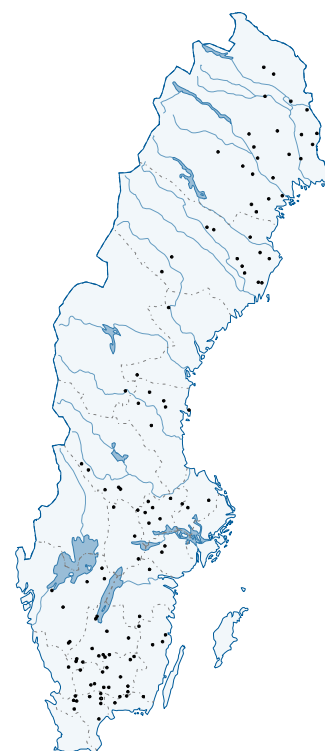
Statens livsmedelsverk har satt gränsvärden för "tjänligt med anmärkning" till 0,100 mg Fe/l för utgående dricksvatten och 0,200 mg Fe/l hos användaren. Missfärgning, utfällning och dålig smak kan uppträda vid högre koncentrationer. Surt vatten kan lösa ut järn ur vattenledningar.

Sjöar och vattendrag

Järn finns löst i jonform, Fe(II), i syrgasfritt eller starkt surt vatten. Grundvatten innehåller därför ofta mycket Fe(II), upp till 3 000 µg/l, medan ytvatten oftast har



Figur 137. Sjöar med lägsta koncentrationen av järn, under 21 µg/l, i riksinventeringen 2000.



Figur 138. Sjöar med högsta koncentrationen av järn, över 1 105 µg/l, i riksinventeringen 2000.

koncentrationer under 200 µg/l. Vid lufttillträde oxideras järnet (blir Fe(III)) och faller ut som järnhydroxid i bruna flockar. Därvid frigörs vätejoner. En kraftig utfällning kan avsättas på växter och djur med skadlig eller dödlig effekt. Dagsländelarver börjar ta skada vid järnkoncentrationer på 10 000 µg/l vid ett pH-värde på 4,5.

I ytvatten finns järnet utfällt som kolloider, komplext bundet (ofta med humusämnen) eller på partiklar (ofta kopplat till mikroorganismer). I bottenvatten med syrgasbrist finns Fe(II) i lösning, järn som tidigare kanske bundit fosfor.

Havsvatten

I havet dominerar Fe(III). Koncentrationen i havsvatten är normalt låg, ca 2 µg Fe/l. I speciella områden med svavelväte, t.ex. i Östersjöns djupvatten, är koncentrationerna betydligt högre eftersom järn löses ut ur syrgasfria sediment.

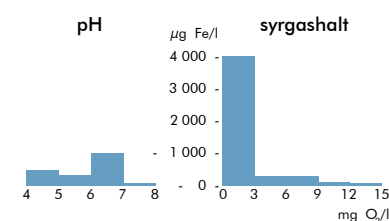
Utförande

Järn bestäms med spektrofotometern.

För att få med det komplexbundna och partikulära järnet i analysen måste provet först oxideras med K₂S₂O₈, kaliumperoxodisul-

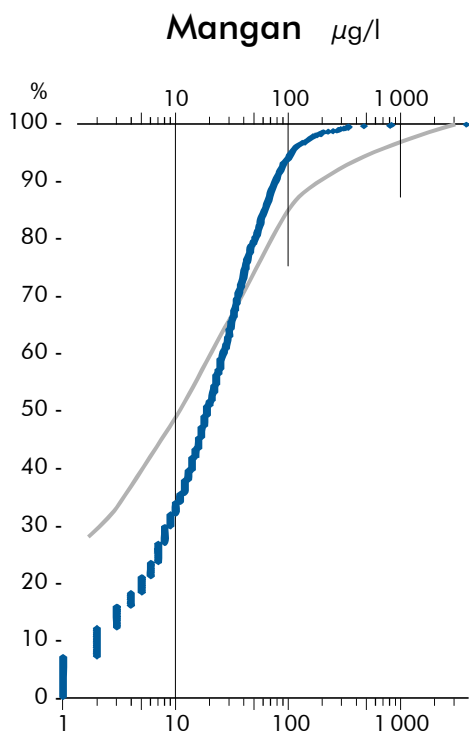
fat, i sur miljö. Järn(III) reduceras sedan med hydroxylammoniumklorid till järn(II). Därvid elimineras även provets egenfärg, vilket annars kan störa mätningen. Det 2-värda järnet ger tillsammans med reagentet ett färgat komplex. Mätning av färgintensiteten görs i spektrofotometer eller med färgskiva.

SIS 02 81 29 för koncentrationer mellan 5 och 1 500 µg Fe/l. De låga koncentrationerna i havsvatten kräver annan analysutrustning, t.ex. en atomabsorptionsspektrofotometer.

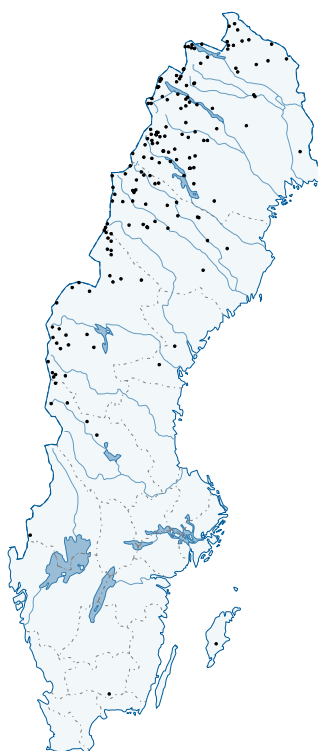


Figur 139. Järnhalten i grundvatten är inte beroende av pH-värdet men är starkt kopplad till syrgashalten, då tvåvärt järn, som finns i syrgasfattiga miljöer, är mycket mer lösligt än trevärt järn, som är vanligast i syrgasrika miljöer.

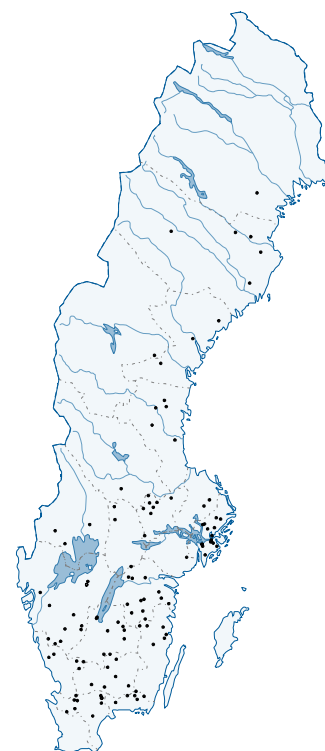
Mangan



Figur 140. Koncentrationen av mangan i 4 190 sjöar undersökta hösten och vintern 2000–01. Inlagda finns värden för Vänern och Siljan 2000–01. Se vidare beskrivning på sidan 25.



Figur 141. Sjöar med lägsta koncentrationen av mangan, under 2 µg/l, i riksinventeringen 2000.



Figur 142. Sjöar med högsta koncentrationen av mangan, över 76 µg/l, i riksinventeringen 2000.

Mangan förekommer i naturvatten på samma sätt som järn, fast normalt i lägre koncentrationer.

Löst mangan förekommer vanligtvis i två oxidationsstadiet, mangan(IV) och mangan(II). Mangan(IV)-former dominerar i syresatta vatten, där det kan vara bundet till andra joner eller partiklar. Mangan(II) dominerar i vatten med låg syrgaskoncentration.

Mangan i små mängder är nödvändigt för de gröna växternas klorofyllbildning och för vissa av djurens enzymsystem. I större mängder är mangan skadligt för organismer. Mangan kan anrikas till flera hundra gånger högre koncentration i organismernas vävnader jämfört med vattnets koncentration.

Mangan färgar vatten kraftigt, 1 mg Mn/l ger färgvärdet 150 mg Pt/l.

Statens livsmedelsverk har satt gränsvärden för "tjänligt med anmärkning" till 0,050 mg Mn/l för utgående dricksvatten.

Sjöar och vattendrag

I fjällbäckar inom manganrika områden har surstötter orsakat höga mangankoncentrationer i vattnet. Dricksvatten som tas från kraftigt sura sjöar kan vara otjänligt p.g.a. höga mangankoncentrationer.

Mangan kan, liksom järn och aluminium, fastna på fiskarnas gälar när det fälls ut vid pH-höjning i sura vatten. Fiskarna kvävs då gälarnas funktion nedsätts.

Normalt är mangankoncentrationen under 100 µg Mn/l i ytvatten och under 500 µg/l i brunnsvatten. Mangankoncentrationen kan dock uppvisa stora variationer.

Havsvatten

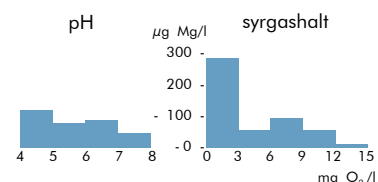
Opåverkat havsvatten innehåller ca 0,2 µg Mn/l. Stora mängder mangan finns bundet i klumpar (noder) på havsbotten. Dessa är vanligast förekommande i djuphaven men finns även rikligt i Östersjön, där vissa områden kan vara täckta med 7–8 kg noder per m². Nodulerna i Östersjön innehåller ca 20 procent järn, 10–15 procent mangan samt mindre mängder spårmetaller som koppar, nickel, zink, kobolt och molybden. Tillväxthastigheten av Östersjöns noder är ca 0,03 mm per år, vilket är klart snabbare än klumparnas tillväxt i djuphavet (ca 3 mm per en miljon år!).

Utförande

Mangan bestäms med spektrofotometer.

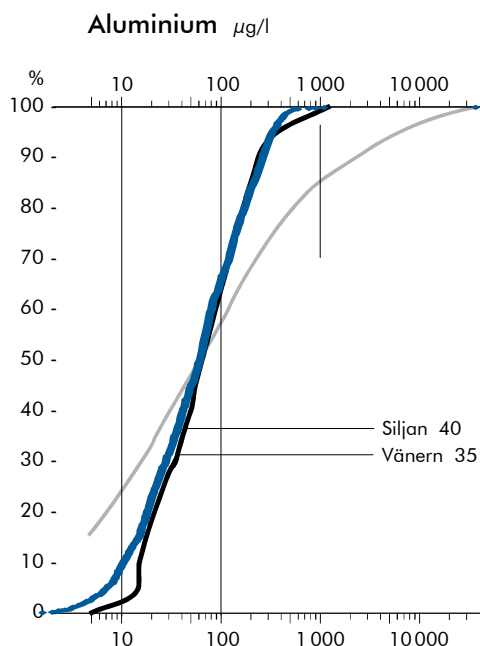
Mangan överförs till reaktiv form genom oxidation med kaliumperoxodisulfat, K₂S₂O₈, i sur miljö.

SIS 02 81 30 för koncentrationer mellan 5 och 1 000 µg Mn/l. De låga koncentrationerna i havsvatten kräver annan analysutrustning, t.ex. en atomabsorptionsspektrofotometer.



Figur 143. Manganhalten i grundvatten är delvis beroende av pH-värdet men är starkare kopplad till syrgashalten, då tvåvärt mangan, som finns i syrgasfattiga miljöer, är mer lösligt än manganets fyrvärdiga form, som är vanligast i syrgasrika miljöer.

Aluminium



Figur 144. Koncentrationen av aluminium i 1 085 sjöar undersökta vintern 1990 och 1 163 sjöar undersökta hösten och vintern 2000–01. Inlagda finns värden för Vänern och Siljan 1990. Se vidare beskrivning på sidan 25.

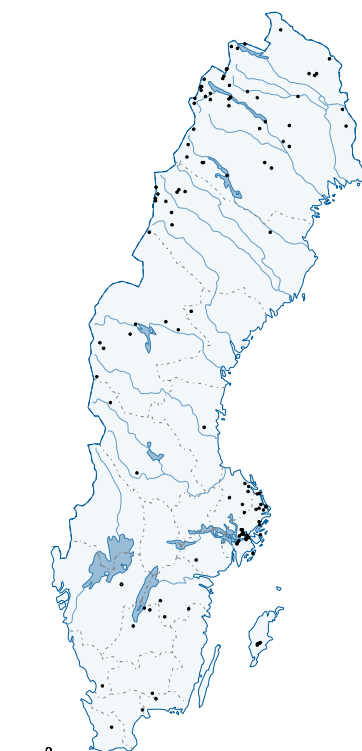
Problem med förhöjda aluminiumkoncentrationer i vatten är oftast knutna till försurning i mark. Normalt är aluminium inte lösligt, men lösligheten ökar starkt vid pH-värden ner mot pH 4 och aluminium tillförs sjöarna via surt grundvatten.

Aluminium förekommer helt övervägande som trevärd jon, vid pH 4 som Al^{3+} . Vid pH mellan 5 och 6 fälls aluminium ut som hydroxid, $\text{Al}(\text{OH})_3$, varvid varje utfälld aluminiumjon frigör tre vätejoner. Aluminium fungerar därför som en "transportör" av försurningen från marken till sjön. Det åtgår större mängd kalk för att höja pH i en sjö med hög aluminiumkoncentration.

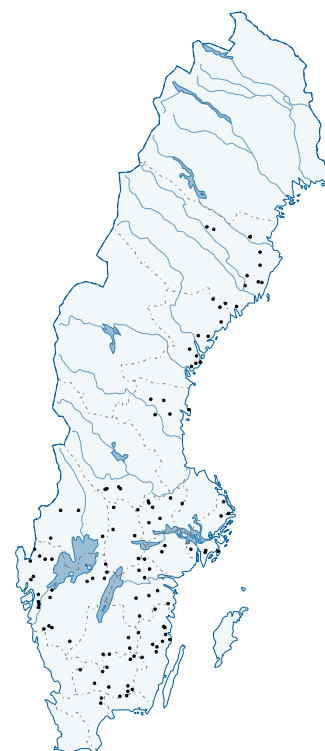
Aluminium kan vara giftigt för vattenorganismer vid 75–200 $\mu\text{g Al/l}$ och högre. Aluminium spelar huvudrollen i den fiskdöd som drabbar sura sjöar.

Även för människan är aluminium skadligt. Engelska och norska undersökningar har visat på samband mellan aluminiumkoncentrationigt och surt dricksvatten och ökad frekvens av Alzheimers sjukdom.

Statens livsmedelsverk har satt gränsvärdet för "tjänligt med anmärkning" till 0,100 mg Al/l för utgående dricksvatten.



Figur 145. Sjöar med lägsta koncentrationen av aluminium, under 10,4 $\mu\text{g/l}$, i riksinventeringen 2000.



Figur 146. Sjöar med högsta koncentrationen av aluminium, över 265 $\mu\text{g/l}$, i riksinventeringen 2000.

Aluminiet ska vara mätt som totalaluminium.

Aluminium är ofta komplexbundet till humus och därför är humushalten viktig vid bedömning av tillståndet.

Sjöar och vattendrag

Sura sjöar har oftast aluminiumkoncentrationer på mellan 10 och 100 $\mu\text{g Al/l}$, surt grundvatten kan ha koncentrationer över 1000 $\mu\text{g/l}$.

Havsvatten

I havsvatten förekommer aluminium som $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ och $\text{Al}(\text{OH})_3$. Opåverkat havsvatten innehåller ca 2 $\mu\text{g Al/l}$.

Utförande

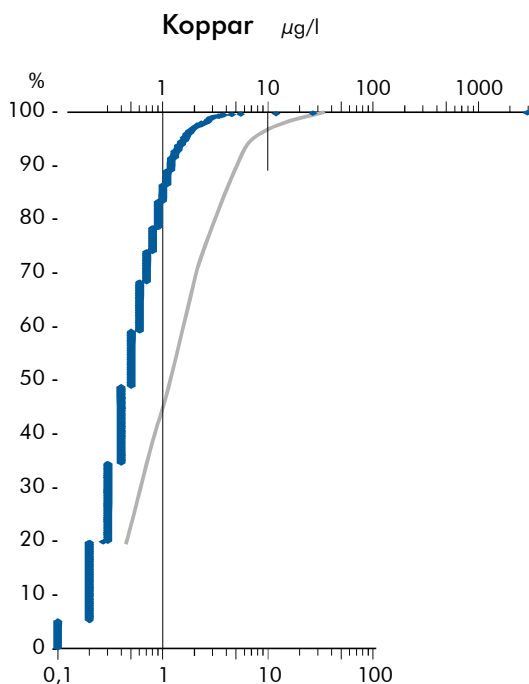
Aluminium i sötvatten bestäms med spektrofotometer.

Enligt den gamla, ej längre giltiga, SIS-metoden SS 02 81 41 överförs aluminium till jonform genom upplösning i sur miljö och oxidation med kaliumperoxodisulfat och då fås koncentrationen *totalt aluminium*. Koncentrationen *syralösigt*

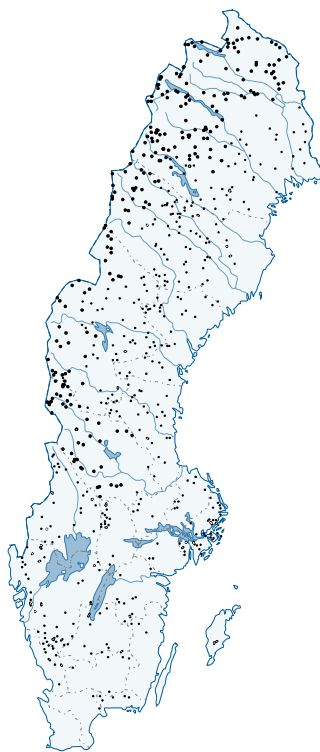
aluminium fås om provet surgörs till pH 1,5 och värms enligt SS 02 82 10. *Reaktivt aluminium* fås om analysen görs vid pH 3–4,5, t.ex. enligt HACH. *Labilt aluminium* är en fraktion som stannar kvar i en katjonbytare. Andra beteckningar och uppdelningar förekommer, t.ex. uppdelningen i organiskt och oorganiskt aluminium. Även monomert aluminium enligt Barnes/Driscoll analyseras ibland.

SS 02 82 10 Syralösigt aluminium för koncentrationer mellan 10 och 400 $\mu\text{g Al/l}$

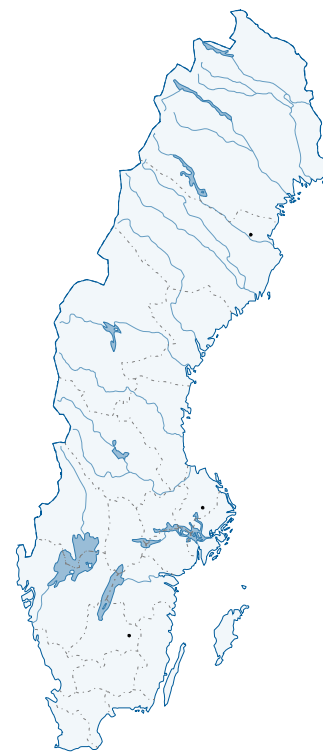
Koppar



Figur 147. Koncentrationen av koppar i 1 163 sjöar undersökta hösten och vintern 2000–01. Se vidare beskrivning på sidan 25.



Figur 148. Sjöar med lägsta koncentrationen av koppar, under 0,5 µg/l, i riksinventeringen 2000.



Figur 149. Sjöar med högsta koncentrationen av koppar, över 9 µg/l, i riksinventeringen 2000.

Koppar är ett tämligen ovanligt grundämne i jordskorpan mineraler men är ett nödvändigt spårämne för många organismer. Koppar(II)salter är lösliga i vatten och uppdelas praktiskt taget fullständigt i joner i vattenlösning. I syrgasfria, reducerande, sediment fälls kopparsulfid (CuS) ut och ger sedimenten en svart färg.

Koppar förekommer både i växter och djur. Det finns koppar t.ex. i blodplasma hos alla däggdjur och i kräftdjurens och blötdjurens andningspigment, hemocyanin. Kopparbrist påverkar växternas klorofyllsyntes negativt. Koppar anrikas i organismer, som kan ha 1 000-tals gånger så höga koncentrationer som vattnet. En östersjömussla kan t.ex. innehålla 20 mg/kg torrsvikt.

Koppar är redan vid låga koncentrationer giftig för många vattenorganismer. Alger, ryggradslösa djur och fisk tar skada vid 2–5 µg Cu/l. Regnbåge får vid 2 µg Cu/l ökad infektionskänslighet för "rödmunsjuka". I Kanada har man ett rekommenderat gränsvärde på 2 µg/l för ytvatten.

Koppar och dess föreningar är måttligt giftiga för människan. Koncentrationer av koppar på några tiondels mg per liter kan orsaka eller underhålla diarré hos känsliga personer och spädbarn. Hos friska vuxna är koncentrationer under 3 mg/l ej ha ne-

gativa hälsoeffekter. Koppar är även för oss ett livsnödvändigt ämne och dagsbehovet är 1–3 mg.

Koncentrationer på några mg/l kan orsaka kärv smak, missfärga hår och sanitetsporslin samt skada tvätt. Korrosionen i ledningar av järn och galvaniserat stål samt i aluminiumkärl ökar av koppar. Koppar i hushållsvatten kommer främst från ledningarna och utlösningen är beroende av vattnets pH och temperatur samt av uppehållstiden. Surt varmvatten, som stått i ledningen över natten, kan därför ha mycket höga koncentrationer. Nattgammalt tappvatten vid pH 7 har ofta koncentrationer runt 1 mg Cu/l, medan koncentrationerna tiodubblas när pH sjunker under 6.

Statens livsmedelsverk har satt gränsvärden för vatten hos användaren till 2,0 mg Cu/l för "otjänligt" och för "tjänligt med anmärkning" till 0,20 mg Cu/l.

Sjöar och vattendrag

Naturliga koncentrationer i svenska ytvatten är vanligen 0,5–3 µg/l. Koncentrationer däröver kan tyda

på föroreningspåverkan (eller geologiska anomalier).

Havsvatten

I syresatt havsvatten förekommer koppar som CuCO₃, CuOH⁺ eller Cu²⁺. Opåverkat havsvatten innehåller 0,1–0,5 µg Cu/l. Koncentrationen är lägst vid ytan och ökar mot botten. I sediment är kopparinnehållet i Kattegatt 15 µg/g torrsvikt och i Östersjön 33.

Utförande

Koppar bestäms med spektrofotometer.

Någon SIS-metod för spektrofotometeranalys finns ej, men väl för atomabsorptionsspektrofotometri, SS 02 81 52.

Tungmetaller

Det finns ett flertal olika definitioner på vilka grundämnen som räknas till tungmetaller. I "Monitor 1987, Tungmetaller – förekomst och omsättning i naturen" räknas metaller med en högre densitet än 5 gram per kubikcentimeter som tungmetaller. Enligt denna definition hör järn till tungmetallerna men inte aluminium.

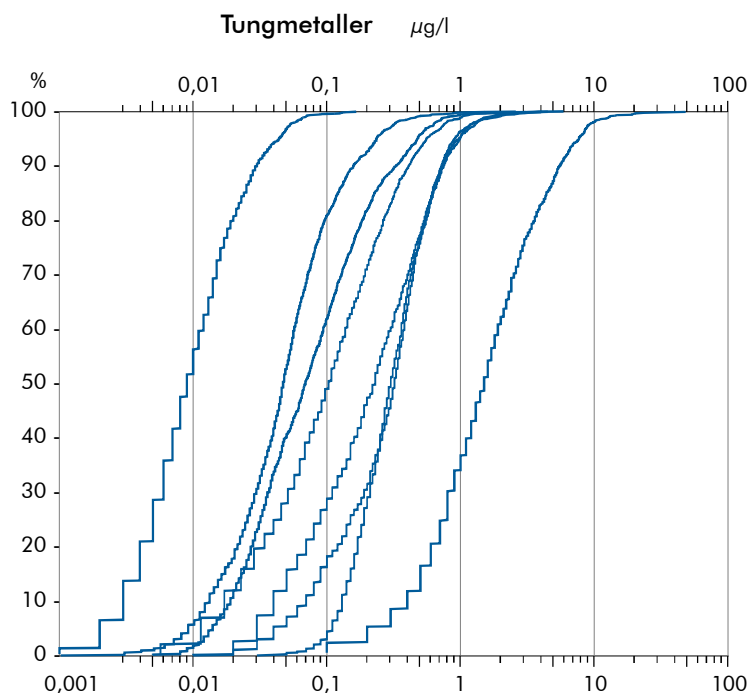
De flesta tungmetaller förekommer i mycket låga koncentrationer i naturen men kan runt vissa mineralfyndigheter finnas i naturligt förhöjda koncentrationer. De naturliga variationerna som finns, och även effekterna av större regional påverkan, kan ses i de biogeokemiska kartor som SGU konstruerat utifrån metallhalten i växters rötter i vattendragen. Prover har tagits med en täthet på ett prov per 6–7 km² och visar förekomsten av bl.a. arsenik, bly, kadmium, kobolt, koppar, krom, kvicksilver, molybden, nickel, selen, uran, vanadin, volfram och zink.

Många tungmetaller, t.ex. järn, mangan, zink och koppar, betecknas som biogena, eftersom de är nödvändiga i låga doser för alla organismers ämnesomsättning. Andra tungmetaller är giftiga redan vid låga koncentrationer.

Människan har i sina tekniska system funnit användning för flera tungmetaller, bl.a. som gifter. Då tungmetallerna är oförstörbara kommer de att cirkulera i miljön i allt högre koncentrationer. Metallerna försvinner utom räckhåll för det biologiska livet endast genom sedimentation i sjöar och hav, men inte heller där ligger de helt fast. Ändrade pH- och syrgasförhållanden, liksom mekanisk omblandning vid t.ex. muddring, kan frigöra tidigare bundna metaller.

Försurningen påverkar omsättningen av metaller. De flesta tungmetaller får ökad löslighet vid lägre pH och kan då urlakas från mark till vatten. pH-värdet i vattnet har sedan betydelse för fastläggning och utlösning av metaller från sedimenten, se figur 156.

Tungmetallerna i vatten finns i huvudsak som komplex eller bundna till kolloidytter. Kolloider är mycket små partiklar, som består av lermineral, humusämnen eller järn/manganhydroxider.



Figur 150. Koncentrationen av tungmetallerna kadmium, nickel, kobolt, bly, vanadin, arsenik, krom och zink i 1 163 sjöar undersökta hösten-vintern 2000–01. Se vidare beskrivning på sidan 25.

Utförande

Då tungmetaller normalt finns i mycket låga koncentrationer är såväl provtagning som analys en grannliga uppgift. Provtagningsutrustning och kärl får inte släppa metaller ifrån sig. I många plaster ingår metaller som kan lösas ut. Provet kan konserveras med stark syra för att metallerna inte ska avsättas på kärlväggarna.

För att kunna analysera de låga koncentrationer det är fråga om, brukar vanlig spektrofotometri inte räcka till. Lämpliga metoder är i stället atomabsorptionsspektrofotometri, röntgenfluorescens och plasmaanalys.

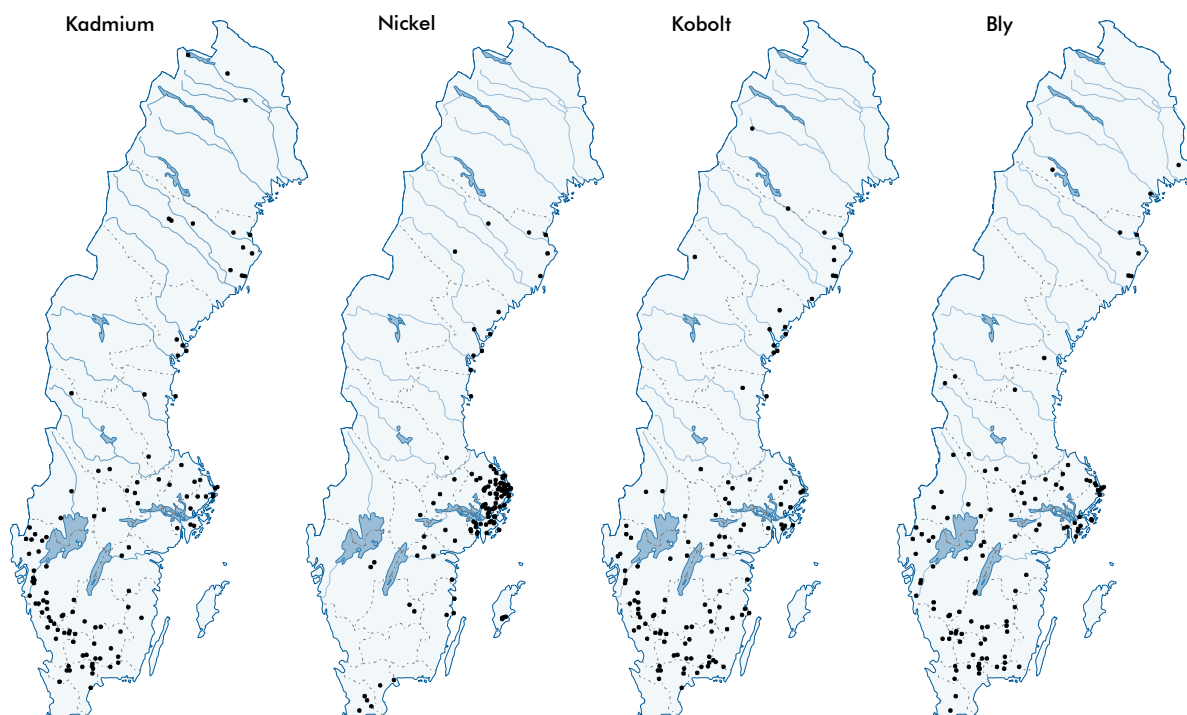
Det finns nio Svensk Standard för atomabsorptionsspektrofotometri; SS 02 81 49, -50, -52, -60,

-61, -83, -84 samt SS-EN 1483 och SS-EN ISO 5961.

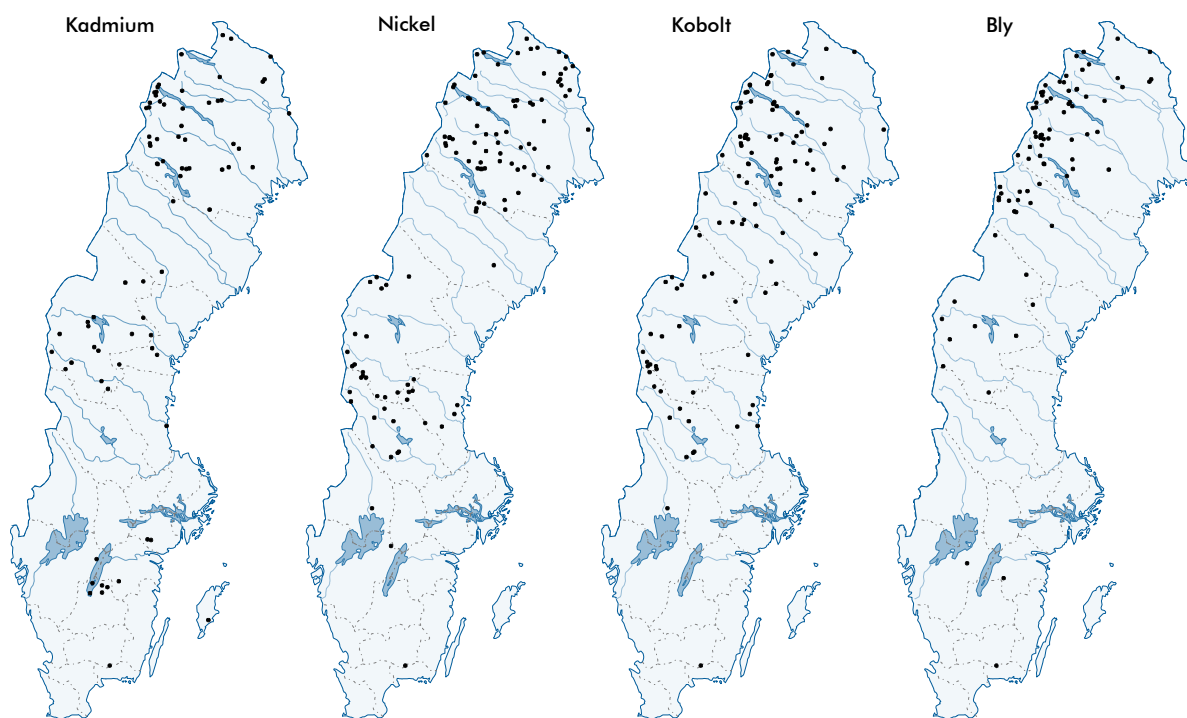
Mätningar av de låga tungmetallkoncentrationer som förekommer i vatten är dyrbara och kräver stor noggrannhet för att ge korrekta värden. Ibland används i stället metoder som är indirekta och som integrerar över tiden. Dessa är mätning på sediment (se sidan 86), mätning av koncentrationer i vattenmossa (se sidan 85) och, för kvicksilver, mätning av koncentrationer i gäddmuskel. Även dessa metoder är dyrbara och kräver stor noggrannhet.

Tabell 28. Tillstånd utifrån koncentrationen av metaller i vatten (mg/kg ts) enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

Klass	Benämning	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni	As
1	Mycket låga halter	£ 0,5	£ 5	£ 0,01	£ 0,2	£ 0,3	£ 0,7	£ 0,4
2	Låga halter	0,5 – 3	5 – 20	0,01 – 0,1	0,2 – 1	0,3 – 5	0,7 – 15	0,4 – 5
3	Måttligt höga halter	3 – 9	20 – 60	0,1 – 0,3	1 – 3	5 – 15	15 – 45	5 – 15
4	Höga halter	9 – 45	60 – 300	0,3 – 1,5	3 – 15	15 – 75	45 – 225	15 – 75
5	Mycket höga halter	> 45	> 300	> 1,5	> 15	> 75	> 225	> 75



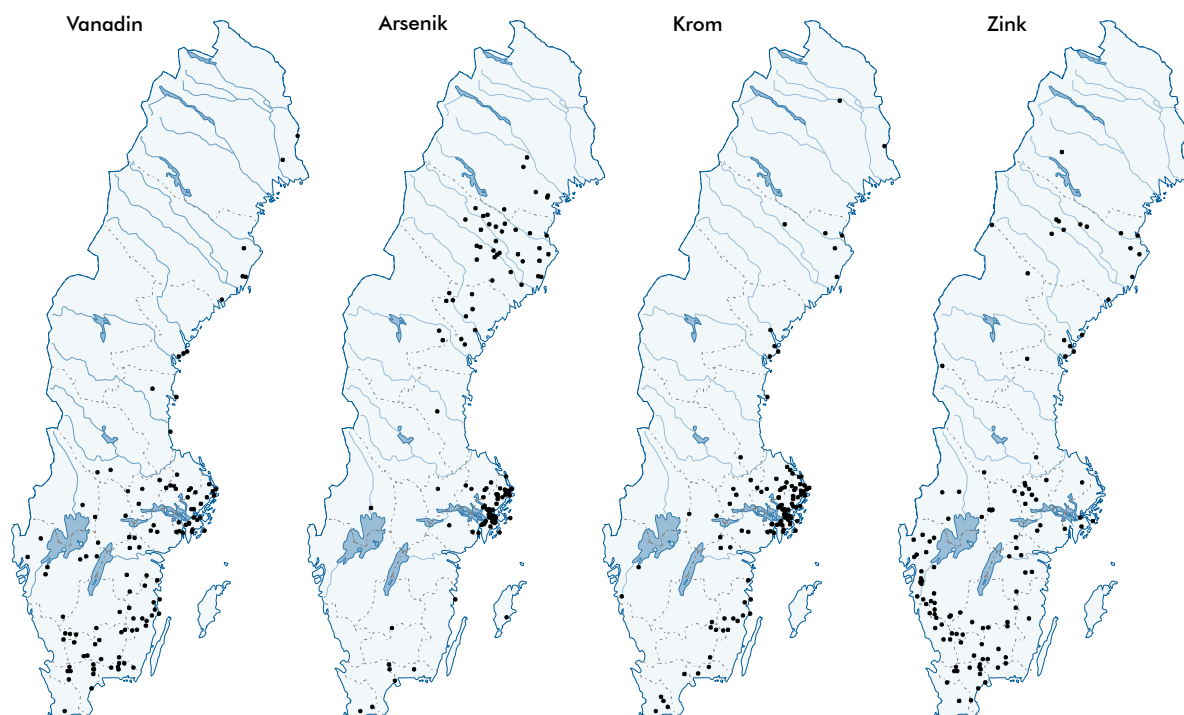
Figur 151. De ca tio procent sjöar som hade de högsta koncentrationerna av kadmium, nickel, kobolt och bly i riksinventeringen 2000.



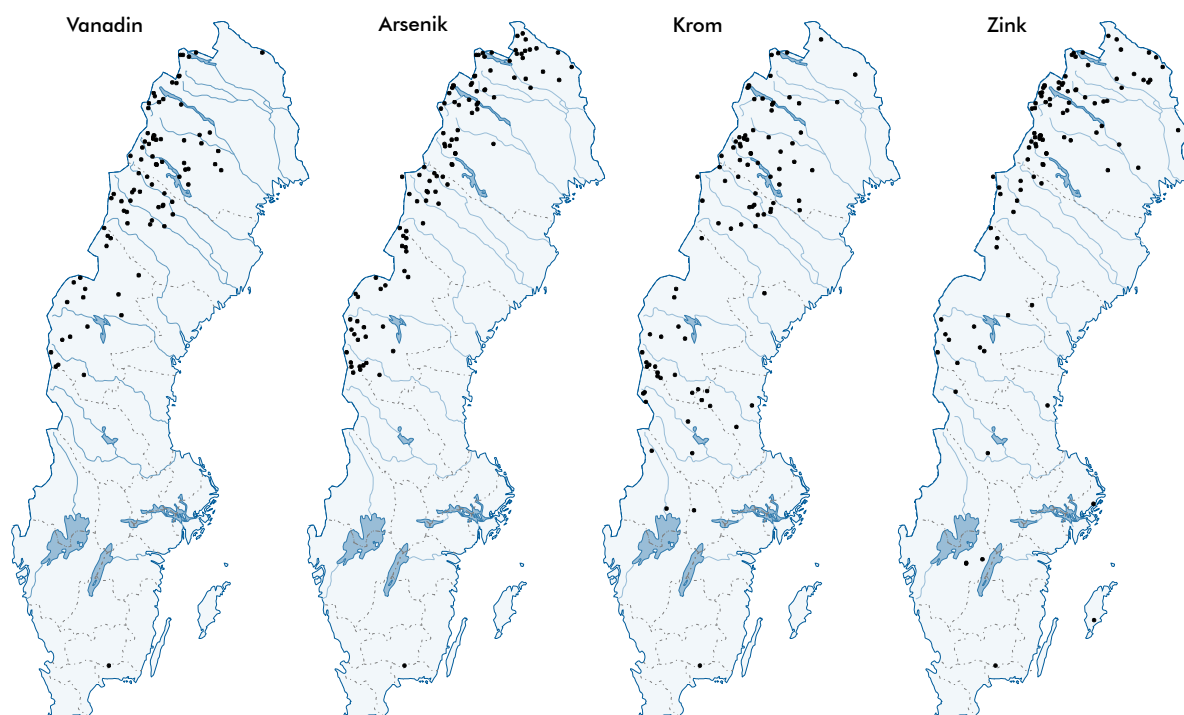
Figur 152. De ca tio procent sjöar som hade de lägsta koncentrationerna av kadmium, nickel, kobolt och bly i riksinventeringen 2000.

Tabell 29. Avvikelse från jämförvärde för metaller i vatten. Efter "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

Klass	Benämning	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni	Co	As	V
1	Ingen avvikelse	£ 1,0	£ 1,0	£ 1,0	£ 1,0	£ 1,0	£ 1,0	£ 1,0	£ 1,0	£ 1,0
2	Liten avvikelse	1,0 – 2,0	1,0 – 3,0	1,0 – 8,0	1,0 – 8,0	1,0 – 2,0	1,0 – 2,0	1,0 – 8,0	1,0 – 3,0	1,0 – 2,0
3	Tydlig avvikelse	2,0 – 4,0	3,0 – 8,0	8,0 – 15	8,0 – 15	2,0 – 6,0	2,0 – 4,0	8,0 – 15	3,0 – 8,0	2,0 – 5,0
4	Stor avvikelse	4,0 – 7,0	8,0 – 13	15 – 30	15 – 30	6,0 – 11	4,0 – 8,0	15 – 30	8,0 – 13	5,0 – 9,0
5	Mycket stor avvikelse	> 7,0	> 13	> 30	> 30	> 11	> 8,0	> 30	> 13	> 9,0



Figur 153. De ca tio procent sjöar som hade de högsta koncentrationerna av vanadin, arsenik, krom och zink i riksinventeringen 2000.



Figur 154. De ca tio procent sjöar som hade de lägsta koncentrationerna av vanadin, arsenik, krom och zink i riksinventeringen 2000.

Tabell 30. Gränsvärde för otjänligt vid provtagningspunkt (enhet) för några tungmetaller i dricksvatten. Gränsvärdena gäller dricksvatten hos användaren och förpackat dricksvatten. Statens livsmedelsverks föreskrifter om dricksvatten, SLVFS 2001:30.

Ämne	Gränsvärde i $\mu\text{g/l}$	Ämne	Gränsvärde i $\mu\text{g/l}$
Antimon	5,0	Krom	50
Arsenik	10	Kvikksilver	1,0
Bly	10	Nickel	20
Kadmium	5,0		

Vattenmossa och metallkoncentrationer

Mätning av metallkoncentrationer i vattenmossa (*Fontinalis*) är en metodik för att indirekt studera graden av metallförorening i ett vattendrag. Vattenmossor förekommer främst på exponerade bottnar i såväl rinnande vatten som i sjöar och i delar av Östersjöns kustzon. När sjöar ska studeras bör inte prov tas på befintliga bestånd. I dessa miljöer används i stället burvarianten.

Vid praktiska jämförelseförsök har man funnit god överensstämmelse mellan totalkoncentrationen i vatten för metallerna zink, koppar, kadmium och nickel. Sämre överensstämmelse har det varit för krom

och kvicksilver och möjligen dålig för bly och arsenik. Vattnets pH-värde bör inte heller vara för lågt, helst inte under 6–7.

Utförande

Metoden bygger i korthet på insamling av hela mossknippen, varefter toppskotten skärs av och placeras i burkar för senare metallanalys genom atomabsorptionsspektrofotometri eller motsvarande efter uppslutningsförfarande (frysförvaring rekommenderas om provet inte kan analyseras direkt).

I BIN VR 211 (SNV Rapport 3108) återfinns utförlig metodbeskrivning. Där vattenmossa saknas, kan burar med vattenmossa från annan lokal placeras ut under en begränsad exponeringstid (BIN VR 212).

Observera

Det är mycket lätt att förorena ett tungmetallprov. Använd därför bara instrument och kärl som inte släpper tungmetaller ifrån sig.

Tabell 31. Tillstånd utifrån koncentrationen av metaller i vattenmossa (mg/kg ts) enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

Klass	Benämning	Cu	Zn	Cd	Pb	Hg	Cr	Ni	Co	As
1	Mycket låga halter	£ 7	£ 60	£ 0,3	£ 3	£ 0,04	£ 1,5	£ 4	£ 2	£ 0,5
2	Låga halter	7 – 15	60 – 160	0,3 – 1,0	3 – 10	0,04 – 0,1	1,5 – 3,5	4 – 10	2 – 10	0,5 – 3
3	Måttligt höga halter	15 – 50	160 – 500	1,0 – 2,5	10 – 30	0,1 – 0,3	3,5 – 10	10 – 30	10 – 30	3 – 8
4	Höga halter	50 – 250	500 – 2500	2,5 – 15	30 – 150	0,3 – 1,5	10 – 50	30 – 150	30 – 150	8 – 40
5	Mycket höga halter	> 250	> 2500	> 15	> 150	> 1,5	> 50	> 150	> 150	> 40

Tabell 32. Jämförvärden för naturliga, ursprungliga koncentrationer av metaller i olika typer av svenska vatten, opåverkade av lokala utsläpp och förorening (pH > 6,0). Koncentrationerna i vatten är uppskattade utifrån nuvarande koncentrationer i norra Sverige. I tabellen anges också nuvarande regionala bakgrundskoncentrationer, dvs. nuvarande "normala" koncentrationer i sjöar och vattendrag som inte är påverkade av lokala källor. Med N Sverige avses områden från och med Dalälven och norrut. Mindre vattendrag definieras som rinnande vatten med avrinningsområden upp till några kvadratkilometer. Efter "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni	Co	As	V	Hg
Vattendrag, större (µg/l)										
naturlig, ursprunglig koncentration	1,0	3,0	0,003	0,05	0,2	0,5	0,05	0,2	0,1	0,001
bakgrund N Sverige	0,9	2,9	0,005	0,12	0,2	0,5	0,05	0,2	0,1	0,002
bakgrund S Sverige	1,3	4,3	0,014	0,32	0,4	1,0	0,13	0,4	0,4	0,004
bakgrund slättlandsåar	1,9	5,7	0,016	0,38	0,8	2,7	0,35	0,6	0,8	0,004
Vattendrag, mindre (µg/l)										
naturlig, ursprunglig koncentration	0,3	1,0	0,002	0,02	0,1	0,3	0,03	0,06	0,06	0,001
bakgrund N Sverige	0,3	0,9	0,003	0,04	0,1	0,3	0,03	0,06	0,06	0,002
bakgrund S Sverige*	0,5	2,0	0,016	0,24	0,2	0,4	0,06	0,3	0,2	0,004
Sjöar (µg/l)										
naturlig, ursprunglig koncentration	0,3	1	0,005	0,05	0,05	0,2	0,03	0,2	0,1	0,001
bakgrund N Sverige	0,3	0,9	0,009	0,11	0,05	0,2	0,03	0,2	0,1	0,002
bakgrund S Sverige	0,5	2,0	0,016	0,24	0,2	0,4	0,06	0,3	0,2	0,004
Sediment (mg/kg ts)										
naturlig, ursprunglig koncentration	15	100	0,3	5	15	10	15	8	20	0,08
bakgrund N Sverige	15	150	0,8	50	15	10	–	10	20	0,13
bakgrund S Sverige	20	240	1,4	80	15	10	–	10	20	0,16
Vattenmossa (mg/kg ts)										
bakgrund hela landet	10	100	0,5	5	2	5	5	2	–	0,07
Havssediment (mg/kg ts)										
Analys enl. Svensk Standard	15	85	0,2	25	40	30	12	10	–	0,04
Totalanalys	15	85	0,2	31	80	33	14	10	–	0,04

* Data saknas från icke föroreningspåverkade vattendrag. Därför används samma värden som för södra Sveriges sjöar.

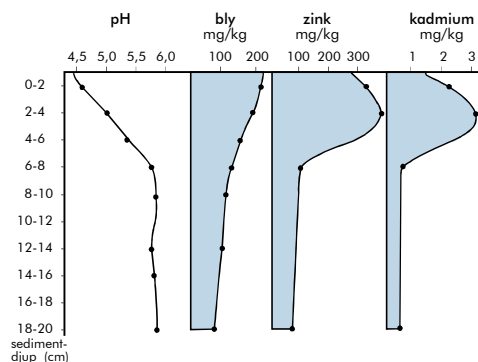
Sediment

Sedimenten är miljöhistoriska arkiv för sjöar, vattendrag och havsområden eftersom tungmetaller och andra miljögifter, som tillförts vattenmiljön, ansamlas i sedimenten. Undersökningar av sedimentens egenskaper ger därför ett genomsnittligt värde på förhållandena i det fria vattnet under en längre tid. Om sedimenten har avsatts under lugna förhållanden, representerar sedimentdjupet en tidsaxel. Skäl från kiselalger som återfinns i sedimenten kan t.ex. användas för att beräkna vattnets historiska pH-värden.

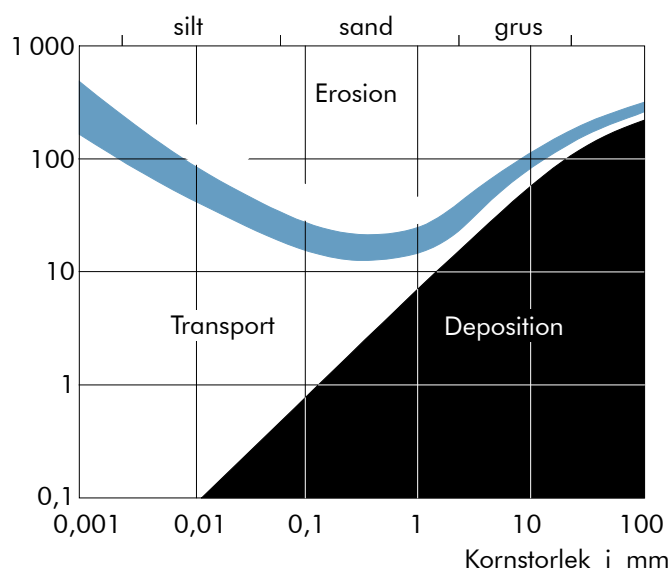
Alla djur och växter sjunker mot botten när de dör. Nedbrytningen startar omedelbart och fortsätter på botten. En del av det organiska materialet kommer dock att bevaras och bildar sediment tillsammans med kemiska utfällningar samt material från områdets omgivning.

Stora mängder material transporteras via vattendragen till sjöar och hav. Oorganiskt och organiskt material slammas upp som suspenderat material tillsammans med kemiskt lösta ämnen. Större partiklar transporteras längs botten. När vattendraget når ett magasin, en sjö eller ett hav, minskar vattenhastigheten och materialet sedimenterar.

Bottenar kan delas in beroende på hur sedimenten avsatts:



Figur 156. pH-värden och metallhalter i sediment kan tala om vad vattenområdet har varit utsatt för under årens lopp. Dessa värden är hämtade från den lilla tjärnen Horsikan utanför Göteborg. Vi ser här en effekt av olika metallers löslighet vid lägre pH. Tillförseln av både bly, zink och kadmium har ökat, men den kraftigare uppgången för zink och kadmium kan bero på dessa metallers större löslighet vid lägre pH och därmed större rörlighet i marken. När sedan pH-värdet i sjön blir tillräckligt lågt, fastläggs inte längre dessa metaller i sjösedimenten utan transporteras vidare i vattensystemet.



Figur 155. Kritiska gränser för erosion, transport och sedimentation som funktion av vattnets strömningshastighet och partiklarnas storlek. Efter Hjulström 1939.

- **Depositions(ackumulations)-bottenar** uppstår där finmaterial (kornstorlek <0,006 mm) deponeras kontinuerligt på grund av låg strömhastighet.
- **Transportbottenar** finns där finmaterial omväxlande avsätts eller eroderas bort. Sedimenttjockleken är starkt beroende av vattnets strömhastighet.
- **Erosionsbottenar** finns där finmaterial inte deponeras.

Variationer i bottenströmmarnas riktning och hastighet, sedimentationshastighet samt naturlig (bioturbation) och antropogen omblandning försvårar en bedömning av miljöpåverkan på vattenområdet. Förflyttning av sedimentlager till och från andra delar i vattensystemet kan också innebära svårigheter vid tolkningen av analysresultaten.

Sjöar

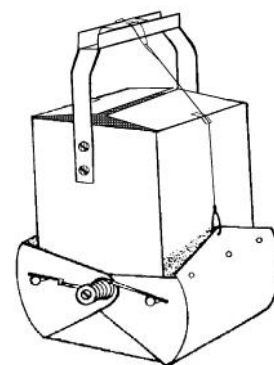
Tillväxten av sediment i sjöar är vanligen liten. Det kompakterade sedimentlagret ökar vanligen med mindre än 1 mm/år. Tiden som förflutit sedan senaste nedisningen, 8 000–11 000 år, har dock varit tillräcklig för sedimenten att bli flera meter.

I vissa sjöar, där sedimenten avsatts under speciellt lugna förhållanden, kan det bildas varviga sediment. Varje års sediment blir ligande i ett skikt för sig. Ett årsvarv består av ett ljusare, grövre lager avsatt under våren och sommaren,

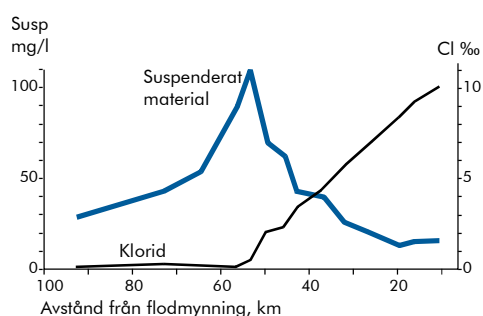
samt ett mörkare, finare lager som bildats under hösten och vintern.

Hav

Tillväxttakten av sediment i kustnära hav är större än i sjöar. I en typisk fjord är den ca 0,5–1 cm/år, medan den kan vara upp till 10 cm/år i en älvmyrning. När sötvattnet i älven träffar på saltvattnet i havet flockas de finkorniga



Figur 157. Ekmanhuggare är ett vanligt instrument för att ta sedimentprov med men passar bäst för biologiska prov då sedimenten rörs om kraftigt vid provtagningen. Önskas prov där sedimenten ska delas upp sektioner på djupet, kan man i stället använda en rörprovtagare eller kanske allra helst en fryskil av metall, där sediment får frysa fast. Det blir då lätt att separera även tunna sediment-skikt.



Figur 158 Aggregatbildningen ökar då salt-halten ökar för att sedan sjunka då tillgången på suspenderbart material avtagit. Exemplet från en flack flodmynning, därav de långa avstånden.

suspenderade partiklarna till större aggregat med högre sedimentationshastighet. Älvmynningen blir därmed en effektiv fälla för eventuella föroreningar.

I ett normalt kustområde är sedimentationshastigheten av totalt partikulärt material (TMP) ca 2–15 gram per kvadratmeter och dygn.

Svenska vattendrag för årligen med sig stora mängder oorganiskt suspenderat material till havet. Tillförseln av material från de svenska vattendragen till Östersjön har minskat från ca 1 miljon ton/år till ungefär hälften sedan älvarna reglerats.

Sedimentlagrets tjocklek i svenska kustnära områden är normalt 50–100 m tjockt. I Gullmaren är det t.ex. 80 m, och i Göta älvs mynning ca 100 m.

Ärsvär i sedimenten är inte lika tydliga i marin miljö som i insjöar. Varvigheten kan ses i Östersjön, där salthalten är låg, men raderas ut med ökad salthalt och syns inte i Kattegatt och Skagerrak. Skillnaden beror på ökad bioturbation (omblandning av sedimentlagren genom biologisk aktivitet).

Utförande

Provtagning av sediment och bottenfauna bör om möjligt ske sent på hösten och på våren. På hösten föreligger störst risk för syrgasbrist, på våren är syrgaskoncentrationen högst. Undersökningen begränsas till områden med depositionsbotten.

Sedimentationshastigheten och därmed sammanhängande föroreningsbelastning kan bedömas med hjälp av sedimentfällor.

Det är viktigt att välja representativa platser för sedimentprovtagning. Stora, svagt konkava djuphål utgör vanligtvis den bästa provtagningsplatsen. I dessa kan syrgas-

brist förekomma då och då, vilket minskar bottenfaunans täthet och därmed bioturbationen. Man bör undvika grunda sjöar eller grunda bottnar i djupa sjöar, brant sluttande bottnar och sjöar med stora tillflöden.

I BIN-norm SR01 och SR07 beskrivs mycket detaljerat sedimentprovtagningen och hur analys av sedimentens vattenhalt, innehåll av organiskt material, totalkväve, olja samt metaller ska utföras.

Okulärbesiktning av sedimentprovet

Man kan också få en hel del upplysningar om området genom att beskriva vad man direkt kan se på sedimentprovet. Kornstorlek och färg talar om vilken typ av avsättning och ursprung sedimenten har. Färgen och lukten visar om sedimentet varit utsatt för syrgasbrist. Syrgasbrist ger svart färg och lukt av ruttna ägg. Rester av organismer bevaras i sedimenten och kan ge en antydning om hur artsammansättningen har ändrats.

Tabell 33. Exempel på effektgränser för metaller (totalanalys) i sediment (mg/kg torrsvikt). Vid eller över angivna koncentrationer kan biologiska effekter på känsligaste art förväntas. Olika definitioner och metodik vid framtagningen ligger till stor del bakom skillnaderna i gränsvärden. Efter "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav", Naturvårdsverket Rapport 4914.

	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni	As	Hg
Effektgräns (ER-L) NOAA	70	120	5	35	80	30	35	0,15
Effektgräns TEL Kanada 1996	36	123	0,6	35	37	18	5,9	0,17
Säkerhetsgräns enligt OSPAR	19*	12*	0,7*	30*	52*	16*	7,2*	0,13*
Säkerhetsgräns WRC, UK	40	200	2	40	100	100	8	0,4

* Värdena anses preliminära.

Tabell 34. Avvikelse från jämförvärde för metaller i sediment. Efter "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

Klass	Benämning	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni	As	Hg
1	Ingen avvikelse	£ 1,0	£ 1,0	£ 1,0	£ 1,0	£ 1,0	£ 1,0	£ 1,0	£ 1,0
2	Liten avvikelse	1,0 – 2,0	1,0 – 2,0	1,0 – 5,0	1,0 – 15	1,0 – 2,0	1,0 – 2,0	1,0 – 2,0	1,0 – 3,0
3	Tydlig avvikelse	2,0 – 4,0	2,0 – 5,0	5,0 – 13	15 – 45	2,0 – 6,0	2,0 – 4,0	2,0 – 3,0	3,0 – 8,0
4	Stor avvikelse	4,0 – 7,0	5,0 – 10	13 – 23	45 – 80	6,0 – 11	4,0 – 8,0	3,0 – 4,0	8,0 – 13
5	Mycket stor avvikelse	> 7,0	> 10	> 23	> 80	> 11	> 8,0	> 4,0	> 13

Tabell 35. Tillstånd utifrån koncentrationen av metaller i sediment (mg/kg ts) enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

Klass	Benämning	Cu	Zn	Cd	Pb	Hg	Cr	Ni	As
1	Mycket låga halter	£ 15	£ 150	£ 0,8	£ 50	£ 0,15	£ 10	£ 5	£ 5
2	Låga halter	15 – 25	150 – 300	0,8 – 2	50 – 150	0,15 – 0,3	10 – 20	5 – 15	5 – 10
3	Måttligt höga halter	25 – 100	300 – 1000	2 – 7	150 – 400	0,3 – 1,0	20 – 100	15 – 50	10 – 30
4	Höga halter	100 – 500	1000 – 5000	7 – 35	400 – 2000	1,0 – 5	100 – 500	50 – 250	30 – 150
5	Mycket höga halter	> 500	> 5000	> 35	> 2000	> 5	> 500	> 250	> 150

Organiska ämnen

Organiska ämnen är en stor grupp ämnen, från enkla molekyler som metan till stora, komplicerade proteiner. Organiska ämnen kan sorteras på flera olika sätt; kemisk struktur, ursprung, användningsområde och mätmetod är några. Vi kommer här att utgå från användningsområden och sedan beskriva mätmetoder.

Gruppen av organiska kemiska föreningar som kallas organiska miljögifter omfattar ett stort antal ämnen, varav några är kända sedan länge, medan andra fortfarande inte är påvisade i miljön. Kunskaper om organiska miljögifter i vattenmiljön är begränsade. Ett relativt litet antal ämnen har studerats och mätserierna är ofta korta.

Gemensamma egenskaper för dessa ämnen är:

- ♦ de är svåmedbrytbara och kan därmed transporteras långa vägar och stanna kvar i miljön under lång tid
- ♦ de har låg löslighet i vatten
- ♦ de är fettlösliga och ansamlas därför i fettvävnader hos levande organismer
- ♦ de kan anrikas i näringskedjorna vilket leder till att man finner de högsta koncentrationerna hos rovlevande fåglar och däggdjur (biomagnifiering)
- ♦ de inverkar negativt på organismens funktion. Effekten kan vara antingen en långsam förändring eller en plötslig död

Varje typ av organiskt miljögift ger speciella effekter på det akvatiska ekosystemets funktion. Dessutom kommer olika typer av vattenområden att reagera helt olika på exakt samma förorening (både med avseende på kvalitet och kvantitet). Områdets vattenomsättning och det klimat i vilket vattenområdet är beläget har ofta avgörande betydelse.

Riksdagens miljömål säger att vi kontinuerligt ska minska utsläppen av organiska miljögifter i syfte att få ner koncentrationerna i miljön till nära noll inom en generation (25 år).

Medvetna gifter

Människan för en kamp om resurserna på jorden med andra organismer. Därför har vi framställt gifter som kan hjälpa oss vinna denna kamp. Det är bekämpningsmedel mot insekter, svampar och ogräs m.m. DDT, toxafen och lindan är medel som använts för att bekämpa insekter. Flera, som DDT, är svårnedbrytbara och återfinns fortfarande i den svenska miljön fast det varit förbjudet länge. Vi får också ett extra tillskott genom transporter via luft från länder med liberalare syn på gifter.

I det svenska jordbruket används idag medel som bryts ner snabbare och inte ger farliga nedbrytningsprodukter. Men ändå påträffas bekämpningsmedelsrester i vattendrag, i grundvatten och i hav.

Medvetna kemikalier med omedveten verkan

Den kemiska industrin har försett mänskligheten med ett stort antal nyttiga produkter. Våra hus kunde effektivt hållas täta med medel byggda på polyklorerade bifenyler (PCB) – ett av de mest kända och spridda miljögifterna. Denna fantastiska produkt var också användbar för att minska brandrisken i transformatorer. Bromerade flamskyddsmedel är ett medel som kan rädda liv genom att förhindra eller fördröja bränder. De flesta svårt giftiga ämnena har nu identifierats och förbjudits och minskar därmed i natur och människa. Undantaget är de bromerade flamskyddsmedlen som ökar i t.ex. modersmjölk.

Industrin har också försökt att minska resursanvändningen genom att försöka dra nytta av restprodukter. De högaromatiska HA-oljorna som blandats in i bildäck är ett exempel på detta.

En grupp kemikalier som uppmärksammas på senare tid är läkemedel. De är inte tänkta att hamna i vattnet men det har nu uppmärksammas halter utanför reningsverken som ger effekter på livet i vattnet.

Omedvetna kemikalier

Kemiska föreningar, eller snarare föroreningar, uppstår som biprodukter vid tillverkning, vid förbränning eller deponering. Exempel på sådana föreningar är hexaklorbensen (HCB), polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och dioxiner.

Halogenerade kolväten

Organiska föreningar där en eller flera väteatomer har ersatts av halogener (fluor, klor, brom) kallas halogenerade kolväten. Halogeniseringen ökar molekylens stabilitet mot nedbrytning och ökar dess fettlöslighet. Dessa stabila organiska föreningar kallas tillsammans för POP (Persistent Organic Pollutants). POP omfattar en stor grupp antropogena ämnen, dvs. ämnen framställda av människan. Några är industrikemikalier vars giftkaraktär är oavsiktlig, medan andra är biprodukter vid olika industriprocesser. En tredje grupp av POP är rena gifter som t.ex. insektsbekämpningsmedel (insekticider). DDT, PCB och dioxiner är de mest omtalade av de halogenerade kolvätena.

DDT introducerades som insektsgift 1945. Idag är användningen av DDT förbjuden i många länder, men används fortfarande i Asien, Afrika samt i Central- och Sydamerika. I naturen omvandlas DDT till nedbrytningsprodukterna DDE och DDD. DDE är stabilare och giftigare än DDT och lagras i fettvävnader hos fisk fågel och

Tabell 36. Gränsvärde för otjänligt vid provtagningspunkt (enhet) för några organiska miljögifter i dricksvatten. Gränsvärdena gäller dricksvatten hos användaren och förpackat dricksvatten. Statens livsmedelsverks föreskrifter om dricksvatten, SLVFS 2001:30.

Ämne	Gränsvärde i µg/l
Akrylamid	0,10
Bekämpningsmedel – enskilda	0,10
Bekämpningsmedel – totalhalt	0,50
Bekämpningsmedel – aldrin, dieldrin, heptaklor och heptaklorepoxyd	0,030
Bensen	1,0
Bens(a)pyren	0,010
Epiklorhydrin	0,10
1,2-diklorethan	3,0
PAH	0,10
Tetrakloreten och trikloreten	10
Trihalometan (THM)	100 (anmärkning vid 50 µg/l)
Vinylklorid	0,50

Tabell 37. Organiska miljögifter i sediment, $\mu\text{g/kg}$ torrsvikt, normerat till 1 % organiskt kol. Efter: "Bedömningsgrunder för miljö-kvalitet – Kust och hav", Naturvårdsverket Rapport 4914.

Ämne	Klass 1 Nollhalt	Klass 2 Låg halt	Klass 3 Medelhög halt	Klass 4 Hög halt	Klass 5 Mycket hög halt
Fenantren	0	0–10	10–30	30–100	> 100
Antracen	0	0–2	2–8	8–30	> 30
Fluoranten	0	0–20	20–80	80–270	> 270
Pyren	0	0–12	12–50	50–200	> 200
Bens(a)antracen	0	0–10	10–35	35–110	> 110
Chrysen	0	0–13	13–50	50–180	> 180
Bens(b)fluoranten	0	0–50	50–150	150–400	> 400
Bens(k)fluoranten	0	0–20	20–50	50–160	> 160
Bens(a)pyren	0	0–20	20–60	60–180	> 180
Bens(ghi)perylene	0	0–30	30–100	100–350	> 350
Indeno(cd)pyren	0	0–50	50–170	170–600	> 600
Summa id11 PAH	0	0–280	280–800	800–2500	> 2500
HCB	0	0–0,04	0,04–0,2	0,2–1	> 1
PCB 28	0	0–0,06	0,06–0,2	0,2–0,6	> 0,6
PCB 52	0	0–0,06	0,06–0,2	0,2–0,8	> 0,8
PCB 101	0	0–0,16	0,16–0,6	0,6–2	> 2
PCB 118	0	0–0,15	0,15–0,6	0,6–2	> 2
PCB 138	0	0–0,3	0,3–1,2	1,2–4,1	> 4,1
PCB 153	0	0–0,03	0,03–0,3	0,3–3,5	> 3,5
PCB 180	0	0–0,1	0,1–0,4	0,4–1,9	> 1,9
Summa PCB 7 dutch	0	0–1,3	1,3–4	4–15	> 15
Total-PCB	0	0–5	5–20	20–75	> 75
alfa-HCH	0	0–0,01	0,01–0,07	0,07–0,3	> 0,3
beta-HCH	0	0–0,03	0,03–0,3	0,3–3	> 3
gamma-HCH	0	0–0,01	0,01–0,1	0,1–1,3	> 1,3
Summa HCH	0	0–0,03	0,03–0,3	0,3–3	> 3
alfa-klordan	0	0–0,02	0,02–0,04	0,04–0,1	> 0,1
gamma-klordan	0	0–0,01	0,01–0,04	0,04–0,1	> 0,1
trans-nonaklor	0	0–0,02	0,02–0,05	0,05–0,15	> 0,15
Summa klordan	0	0–0,02	0,02–0,08	0,08–0,3	> 0,3
p,p'-DDT	0	0–0,02	0,02–0,1	0,1–0,7	> 0,7
p,p'-DDE	0	0–0,2	0,2–0,7	0,7–2,5	> 2,5
p,p'-DDD	0	0–0,13	0,13–0,8	0,8–5	> 5
Summa DDT	0	0–0,2	0,2–1	1–6	> 6
EOCI	0	0–600	600–4000	4000–30000	> 30000
EOBr	0	0–400	400–1000	1000–3000	> 3000
EPOCI	0	0–150	150–700	700–3000	> 3000
EPOBr	0	0–90	90–250	250–800	> 800

Sedimentens innehåll av organiska miljögifter är beroende av deras halter av organiskt bundet kol. Klassgränserna i tabellen ovan har därför normerats till en kolhalt på 1 %. Det betyder att miljögiftshalter uppmätta i sediment som innehåller exempelvis 1,8 % organiskt kol ska divideras med 1,8 innan de jämförs med värdena i tabellen. Innehållet av organiskt kol bör bestämmas genom analys av totalt organiskt kol (TOC).

däggdjur. DDT metaboliseras (bryts ner) till DDA och lämnar organismen med urinen.

PCB (polyklorerade bifenyler) används inte längre i Sverige, men finns fortfarande i gammal olja, plast, färg och apparater som läcker PCB till miljön. Det finns 210 kända PCB-föreningar varav några använts sedan 1930-talet framför allt för sin goda motståndskraft mot värme. PCB som miljögift uppdagades först 1966 i samband med en DDT-analys. Idag har fler liknande substanser upptäckts, t.ex. toxafen. Koncentrationen av PCB i sillfiskars muskler är högre i Östersjön ($1,5 \mu\text{g/g}$ färskvikt) än i Kattegatt ($0,5 \mu\text{g/g}$ färskvikt) och minskar för varje år. PCB-föreningen Lindan

Tabell 38. Några vanliga förkortningar för organiska föreningar.

PAH	polycykliska aromatiska kolväten
HCB	hexaklorbensen
PCB	polyklorerade bifenyler
HCH	hexaklorcyklohexan
DDT	n,o-didansyl-l-tyrosine
DDE	dichloro-2,2-bis(4 chlorofenyl)ethene
EOCI	extraherbara organiska klorföreningar
EOBr	extraherbara organiska bromföreningar
EPOCI	extraherbara persistenta organiska klorföreningar
EPOBr	extraherbara persistenta organiska bromföreningar

Tabell 39. Organiska miljögifter i fiskmuskel, halter i mg/kg fettvikt uppmätta på hösten. Efter: "Bedömningsgrunder för miljö-kvalitet – Kust och hav", Naturvårdsverket Rapport 4914.

	Klass 1 Nollhalt	Klass 2 Låg halt	Klass 3 Medelhög halt	Klass 4 Hög halt	Klass 5 Mycket hög halt
Abborre från Östersjön					
HCB	0	0–0,004	0,004–0,007	0,007–0,01	> 0,01
PCB 118	0	0–0,008	0,008–0,02	0,02–0,07	> 0,07
PCB 153	0	0–0,02	0,02–0,06	0,06–0,2	> 0,2
alfa-HCH	0	0–0,004	0,004–0,008	0,008–0,01	> 0,01
gamma-HCH	0	0–0,004	0,004–0,007	0,007–0,01	> 0,01
p,p'-DDT	0	0–0,005	0,005–0,03	0,03–0,07	> 0,07
p,p'-DDE	0	0–0,03	0,03–0,09	0,09–0,3	> 0,3
p,p'-DDD	0	0–0,004	0,004–0,02	0,02–0,06	> 0,06
Summa DDT	0	0–0,03	0,03–0,1	0,1–0,4	> 0,4
Sill/strömning					
HCB	0	0–0,006	0,006–0,02	0,02–0,05	> 0,05
PCB 118	0	0–0,008	0,008–0,03	0,03–0,1	> 0,1
PCB 153	0	0–0,02	0,02–0,08	0,08–0,3	> 0,3
alfa-HCH	0	0–0,008	0,008–0,02	0,02–0,04	> 0,04
gamma-HCH	0	0–0,007	0,007–0,02	0,02–0,03	> 0,03
p,p'-DDT	0	0–0,005	0,005–0,02	0,02–0,1	> 0,1
p,p'-DDE	0	0–0,01	0,01–0,08	0,08–0,6	> 0,6
p,p'-DDD	0	0–0,003	0,003–0,03	0,03–0,3	> 0,3
Summa DDT	0	0–0,03	0,03–0,2	0,2–1	> 1
Tånglake från Östersjön					
HCB	0	0–0,01	0,01–0,03	0,03–0,1	> 0,1
PCB 118	0	0–0,006	0,006–0,04	0,04–0,3	> 0,3
PCB 153	0	0–0,04	0,04–0,2	0,2–1	> 1
alfa-HCH	0	0–0,01	0,01–0,04	0,04–0,2	> 0,2
gamma-HCH	0	0–0,01	0,01–0,04	0,04–0,2	> 0,2
p,p'-DDT	0	0–0,02	0,02–0,07	0,07–0,2	> 0,2
p,p'-DDE	0	0–0,04	0,04–0,3	0,3–2	> 2
p,p'-DDD	0	0–0,006	0,006–0,04	0,04–0,2	> 0,2
Summa DDT	0	0–0,03	0,03–0,1	0,1–0,4	> 0,4

(HCH) är ett mycket giftigt nervgift. Det förbjöds i Sverige i slutet av 80-talet, men används fortfarande för insektsbekämpning på många håll i världen, även i Europa.

Dioxiner bildas i processer med hög temperatur, t.ex. vid avfallsförbränning utan effektiv rökgasrening, vid skogsbränder, eller som biprodukt från industriprocesser, framförallt pappersindustrin. De är mycket kemiskt stabila, värmebeständiga och de är fettlösliga. TCDD (tetrakloriddibensodioxin) är en av de giftigaste nu kända föreningar som finns. Furaner är en annan grupp halogenerade kolväten som liknar dioxiner.

Olja

Olja är ett samlingsnamn på en blandning av många olika organiska föreningar med mycket skiftande egenskaper. Gemensamt för oljor är att de innehåller kolväten med kol, väte, syre, kväve och svavel som bildats vid nedbrytning av döda växter och djur under högt tryck och vid hög temperatur, t.ex. nere i havsbotten. I oljan finns en varierande blandning av kolväten, allt

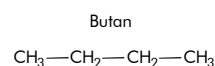
från metan med endast en kolatom till molekyler uppbyggda av fler än 80 kolatomer.

Många oljor innehåller också spår av metaller. Oljan kan bestå av varierande blandning andelar av

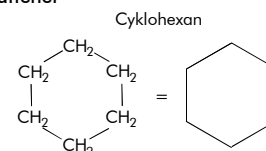
- Alifater har öppna kedjor som kan vara raka eller förgrenade.
- Alkaner, är alifater med raka kedjor innehållande 1-8 kolatomer förbundna med enkelbindningar. Relativt lätta att bryta ner.
- Naftener är cykloalkaner med kolatomerna ordnade i ringar förbundna med enkelbindningar. Ganska lätta att bryta ner
- Aromater är cykliska kolväten med dubbelbindningar mellan kolatomerna. Dessa är lättflyktiga, men svårbrytbata och giftiga för organismer.

Beroende på oljans sammansättning av kolväten har olika oljor vitt spridda egenskaper, t.ex. är lösli-

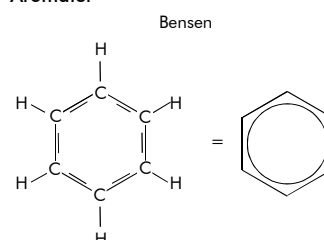
Alifater



Naftener



Aromater



Figur 159. Molekylstrukturer för några oljekomponenter.

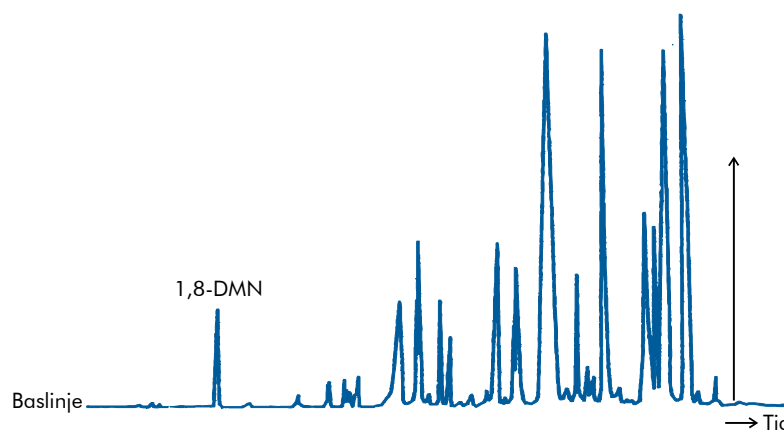
heten i vatten mycket varierande från praktiskt taget noll för PAH (polycykliska aromatiska kolväten med upp till tio aromatiska ringar) till oändlig för de enklaste oljekomponenterna. Vissa är lättflyktiga och bryts ner snabbt av solljus (fotooxidation) eller av mikroorganismer, andra har påvisats i sedimenten 10 år eller mer efter ett oljeutsläpp. PAH hör till de mest långlivade. Även effekten på levande organismer kan vara mycket varierande. Vissa oljeföreningar är direkt giftiga, medan andra orsakar genetiska förändringar.

Effekten av ett antropogent oljeutsläpp i ett vattenområde bestäms förutom av oljans sammansättning även av många andra faktorer t.ex. vind, ytström, temperatur, näringsämnen och typ av ekosystem. Fisk är känslig för olja främst under ägg- och larvstadiet. Speciellt känsliga är de för vattenlösliga produkter som bildas vid fotooxidation av oljan. Den viktigaste nedbrytningsprocessen för olja sker med hjälp av bakterier. Nedbrytningen kräver näringsämnen och syrgas. Vid låga temperaturer är nedbrytningshastigheten mycket låg, vilket delvis förklarar att nordiska vatten är extremt känsliga för oljeutsläpp. Lättflyktiga substanser som ger svåra chocker på ekosystemet under en kort tid, medan svårbrytbara ger mindre effekt under en lång tid. Oljan kommer till vattenområdet via spillvatten från land, från industrier, båtar, oljeboring och från naturliga utsläpp. Kontinuerliga utsläpp skadar mer än enstaka olyckor. Den allra största delen, närmare 90 procent, av olja som förorenar havet kommer via avloppsvatten, ytvavrinning från land samt från atmosfären.

Mätmetoder

De metoder man har för att mäta organiska ämnen är i första hand gas- och vätskekromatografi och masspektrometri. Valet av metod beror delvis av att man oftast har en blandning av ämnen och inte vet i förhand vilka ämnen som ingår.

Kromatografimetoderna fungerar så att ämnena särskiljs genom att de har olika lätt att röra sig i ett medium. Separationen sker i en kolonn med en fast fas och en rörlig fas; gas eller vätska. Genom att ämnena man vill analysera har olika rörlighet, beroende på t.ex. laddning och molekylstorlek kommer de ut ur kolonnen vid olika tider. Genom att variera de fasta och rörliga faser kan metoden anpassas för olika typer av organiska ämnen. Vid kolonnens utloppsände sitter en detektor som analyserar de mängder som kommer ut. Det kromatogram som blir resultatet blir en kurva där X-axeln visar med vilken hastighet ämnet gått genom kolonnen och Y-axeln hur mycket av detta ämne som kommit igenom. Provet kan ibland förberedas genom extraktion.



Figur 160. Ett gaskromatogram. Topparna visar på olika ämnen, höjden visar koncentrationen av ämnet och placeringen på x-axeln visar hur fort ämnet passerat kolonnen i gaskromatografen. Hastigheten påverkas av faktorer som molekylernas storlek, laddning och kolonnens konstruktion. Detta exempel visar de ämnen som bildats när 1,8-dimetylnaftalen (1,8-DMN) fotooxideras i ett oljeblandat vatten.

Masspektrometern används för att identifiera organiska ämnen och används ofta tillsammans med kromatografi. I en masspektrometer bombarderas ett organiskt ämne av energirika elektroner som slår sönder molekylerna i fragment som är laddade eller oladdade. De laddade jonerna kan sedan analyseras när de passerar ett magnetfält eller ett varierande elektriskt fält.

Avsaknad av standardiserad provtagnings- och mätmetodik gör det närmast omöjligt att jämföra data från olika källor. Ofta saknas viktiga uppgifter för att kunna räkna om värden så att jämförelser blir möjliga. Analysresultat anges vanligen i relation till organiskt material, t.ex. askfri torrsvikt av sediment eller muskeltvävnad hos fiskar. För att få jämförbara värden, oberoende av totalkoncentrationen av organiskt material i provet normaliseras mätvärden ofta mot 1 procent organisk kolhalt. Om man t.ex. har mätt organiska miljögifter i ett sedimentprov med en organisk kolhalt på 1,8 procent och vill normera det till 1 procent kolhalt, divideras koncentrationen av respektive organiskt miljögift per kg torrsvikt i sedimentet med 1,8. Analysera därför alltid provets organiska halt tillsammans med det organiska miljögiftet.

Organiska miljögifter utgörs ofta av en grupp med många olika kemiska komponenter. Koncentrationen av PCB brukar t.ex. anges som summan av de sju giftigaste komponenterna, ΣPCB_7 eller total PCB.

Analysprogram

Vid många miljöundersökningar vet man inte vilka organiska ämnen man kan hitta. Lite föräning kan man få utifrån de föroreningskällor som kan finnas i närheten; i ett jordbruksområde kan man misstänka bekämpningsmedel, vid en skogsindustri fenoler. Nedanför samhällen eller gamla deponier kan blandningen vara komplex.

Analyslaboratorierna har tagit fram olika paket för att kunna hålla ner kostnaderna och ändå få fram relevanta resultat. Det kan vara 28 vanliga bekämpningsmedel eller 320 kända sådana. Det kan även vara de 40 värsta miljögifterna eller alifater fraktionerade efter antalet kolatomer. Lakvattenkaraktärisering där man speciellt tittar efter olja, PCB, PAH och ftalater m.m. är ett analyspaket som är specialiserat efter föroreningskälla. Man kan också beställa en screening med gaskromatograf och masspektrometer som ger en föroreningsprofil/karakterisering av flyktiga och mindre flyktiga organiska föreningar.

Provtagning

En del organiska ämnen är flyktiga och det är därför viktigt att dessa inte ges tillfälle att avgå till luften. Håll provet kallt och mörkt i en välfylld flaska och analysera så fort som möjligt så minskar risken för feltolkning. Plastflaskor är inte lämpliga för organiska prover då många ämnen kan bindas till plasten.

Biologiska analyser

Biologiska undersökningar ger nödvändig information om det ekologiska systemets funktion och kan ge underlag för bedömning av en eventuell miljöpåverkan på systemet. För att tolka och förstå de biologiska observationerna är det nödvändigt att relatera dessa till kemiska/fysiska bakgrundsdata. Speciellt för vattenområden är vattenomsättningen ofta av avgörande betydelse för effekten av en miljöpåverkan.

Biologiska analyser kan även ge värdefull information om variationer i påverkan under flera år. Ur ett lyckat provfiske kan ibland utläsas hur fisken lyckats med fortplantningen flera år tillbaka i tiden. Studier av kiselskal i bottensediment kan fastställa pH-variationen i en sjö under tusentals år eller berätta om oceanbassängernas utveckling under miljontals år.

Men också i de fall en biologisk provtagning inte ger några säkra svar utgör den ett viktigt referensmaterial inför framtida upprepningar, som då lättare kan påvisa eventuella förändringar.

Vid tolkningen av resultatet är det viktigt att hålla isär om effekten är direkt eller indirekt. En ökning av växtplanktonbeståndet kan bero på större tillgång på näring. Men den kan också bero på att fisken försvunnit, t.ex. därför att temperaturen har ändrats eller att den utrotats av försurning, vilket gjort att stora djurplankton effektivare kan beta ned små djurplankton så att det blir färre som äter växtplanktonen.

En uppmätt förändring kan även vara orsakad av ekosystemets utveckling. Östersjön är exempelvis ett ungt system där stora förändringar i spridning och introduktion av nya arter kan förväntas fortsätta.

De flesta biologiska undersökningsmetoder är mer tidskrävande än kemiska metoder och många kräver mycket god förmåga att bestämma enskilda arter. Om fåltmoment förekommer, kan dessa i vissa fall utföras av ickespecialister efter anvisningar.

I de fall kemiska analyser görs på biologiskt material används samma insamlingsutrustning och insamlingsmetoder som vid biologiska undersökningar, och ofta samordnas dessa undersökningar. Vattenmossa används t.ex. för mätningar av tungmetallbelastningen på rinnande vatten och växt- och djurdelar kan utnyttjas som miljökemiska arkiv, t.ex. musselskal och otoliter från fiskar.

Olika analysmetoder för biomassa eller biologisk aktivitet ger olika resultat. Oavsett vilken variabel man väljer att analysera

och oberoende av vilken metod man använder, gäller alltid att:

- Metodbeskrivningen är en viktig del i beskrivningen av resultaten!
- Var kritisk! Om du använder värden som någon annan analyserat, gäller det att noga ta reda på hur dessa tagits fram.

Enheter

Enheter för biologiska variabler är mycket varierande och går vanligen inte att jämföra. Den nyare enheten för produktion, $\text{g C/m}^2 \cdot \text{år}$, går t.ex. inte att räkna om till mg C/l , om man inte får veta hur djup den eufotiska zonen var vid mättilfället.

Handbok för miljöövervakning

Ett stort antal biologiska undersökningsmetoder finns beskrivna i "Handbok för miljöövervakning" från Naturvårdsverket. Dessa finns listade under respektive analysområde på sidorna härfter.

Metoder

Metoder för undersökning av vattenvegetation kan man dela in enligt följande:

- kvalitativ bestämning
- kvantitativ bestämning
 - a. täckningsgrad/artantal/art-sammansättning
 - b. biomassa
 - c. produktion
- prov för kemiska analyser

Kvalitativa undersökningar – inventeringar

Beskrivning av det akvatiska ekosystemet börjar lämpligen med en inventering av arter. Dessa inventeringar ger information om den biologiska mångfalden och förutsättningar för djupare kvantitativa studier. Antalet arter som finns i ett ekosystem ger ett visst mått på hur stabilt eller stressat ett ekosystem är. Vissa arter fungerar också som indikatorer på förändringar av miljön. Skulle man hitta en rödlistad art är detta också viktigt inför eventuella åtgärder. Rödlistor är de förteckningar över hotade, sällsynta eller hänsynskrävande arter, som upprättats av Artdatabanken. Dessa undersökningar ställer krav på artkunskap men är i övrigt enkla att utföra.

Kvalitativa undersökningar kan även ingå som komplement till en kvantitativ undersökning, t.ex. kan man vid en bottenfaunaundersökning leta arter på och under större stenar och i vegetationskanterna som komplement till sparkproverna, se sidan 118.

Kvantitativa undersökningar

För att få en bild av förändringar över tiden krävs att antalet individer av en art kan mätas och för t.ex. provfisken även hur stora individerna är. Utbredning av växter i djup och yta är andra kvantifierbara mått, liksom produktion och biomassa.

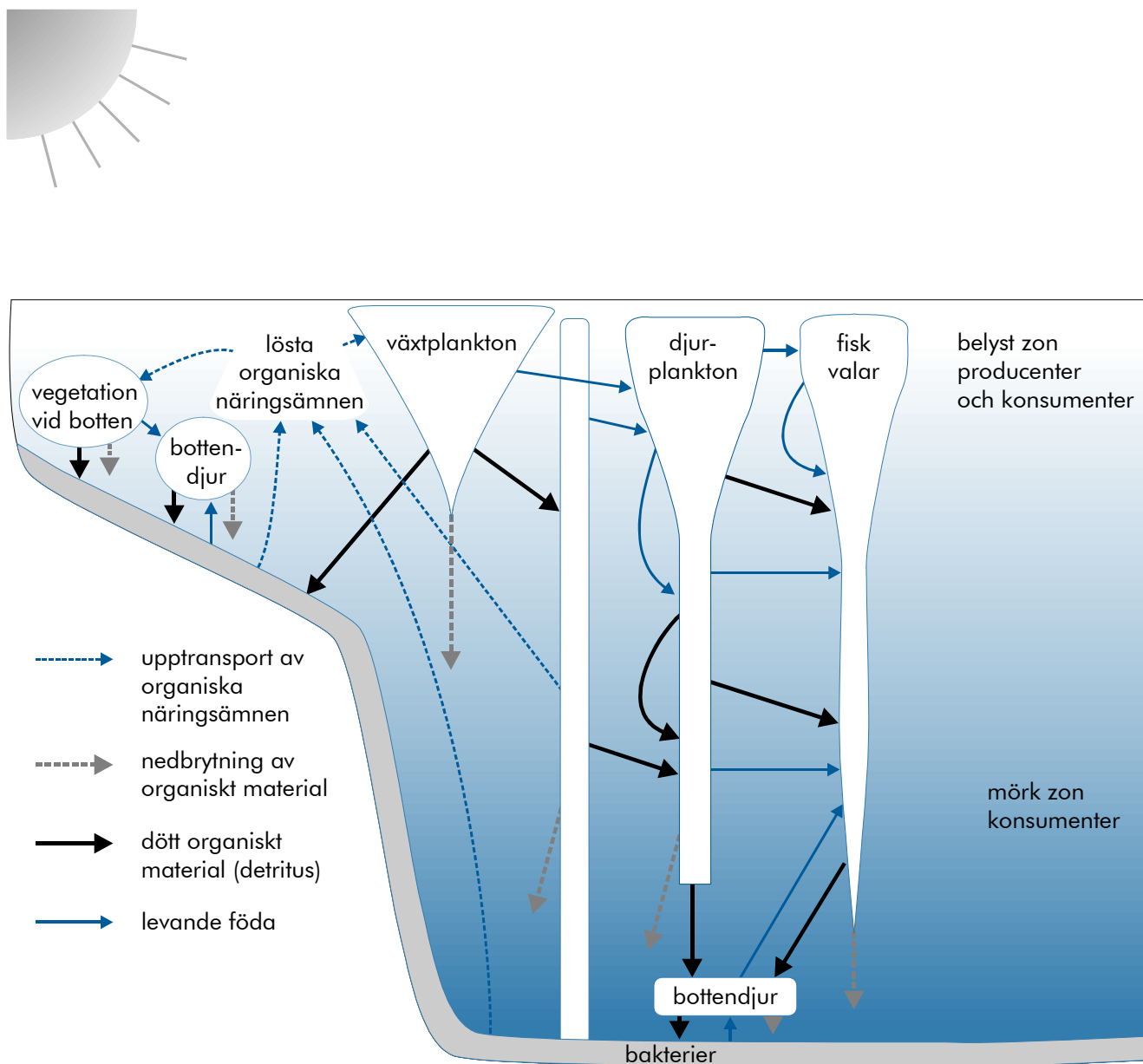
Tabell 40. Olika storleksfraktioner hos flora och fauna i vatten.

Pelagiska – organismer i den fria vattenmassan

0,2–2 μm	bakterier (picoplankton)
2–20 μm	små planktonalger (nanoplankton)
>20 μm	större planktonalger eller djurplankton

Bentiska – organismer på botten

<0,05 mm	mikroflora eller -fauna
0,05–0,5 mm	meioflora eller -fauna
>0,5 mm	makroflora eller -fauna



Figur 161. Näringskedjor och biogeokemiska transporter i sjöar och hav.

För att kunna dra slutsatser av dessa undersökningar gäller att de är utförda på samma sätt, dvs. att standardiserade eller väl dokumenterade metoder använts. De naturliga variationerna under året gör att undersökningarna bara kan genomföras under korta perioder varje år. Variationerna från ett år till ett annat är också stora, vilket försvårar utvärderingar och ställer krav på långa serier.

Kraven på fullständig information och noggrannhet gör tyvärr dessa undersökningar dyra.

Hjälp på traven

Vattenkikaren (<http://tmbl.gu.se>) innehåller fakta om organismer och fenomen i havet.

Provtagning och hantering av biologiska prov

Det finns en mångfald av metoder för att ta biologiska prov. Vissa metoder är selektiva för enskilda arter, t.ex. ålryssjor, medan andra samlar allt som finns i en viss miljö, t.ex. bottenhugg. Metoderna skiljer sig ofta beroende på om undersökningen är kvantitativ eller kvalitativ. Kvantitativa undersökningar kräver metoder som kan upprepas med likartat resultat, t.ex. mängd alger i en viss volym vatten, en bottenfaunaundersökning med sparkning under bestämd tid eller ett standardiserat antal nätnätter vid provfiske. Vid kvalitativa undersökningar försöker man ofta hitta så många arter som möjligt till rimlig ansträngning, och då används ofta hävning som metod.

Utförande

Pelagiska organismer

Pelagiska organismer förekommer fritt i vattenmassan och dessa samlas in kvantitativt genom vattenprovtagning med vanlig vattenhämtare eller med ett s.k. Rambergsrör, en två meter lång vattenhämtare som används för att få prov från hela vattenmassan i djupled. Kvalitativa prov tas med planktonhäv (se figur 162). Håvdrag kan vara horisontella eller vertikala. De vertikala dragen kan omfatta ett visst bestämt djupintervall, t.ex. från termoklinen till ytan. Fisk samlas in med trål eller nät, se provfiske sidan 104.

Bentisk fauna

Bentiska organismer är de som befinner sig på, nära eller i bottenarna. Då miljön skiljer sig på olika djup delas bottenarna upp i olika zoner (se sidan 118). Bentiska djur brukar delas upp i mobil epifauna, djur som rör sig på botten eller i vattnet ovan botten, och infauna, djur som lever nedgrävda i botten sedimenten. I en mjukbotten är substratet mindre än 2 mm. En hårdbottnen har substrat som är större än 2 mm.

Bentisk infauna

Organismerna samlas in med rörprovtagare eller bottenhuggare. En rörprovtagare för grunda mjukbottenar i t.ex. havsvikar görs enkelt av ett avloppsrör av plast, som förses med en tvärpinne för vridning och lyftning. Rörets nedre ända fasas av och läckagehål för vatten borrar. Prov tas 10–25 cm ner i sedimentet. Genom att beräkna ytan på rörets hål kan provresultatet kvantifieras. Ta prov på minst tre platser.

För sediment på djupare vatten finns speciella tyngdförsedda rörprovtagare att köpa. Även Ekmanhuggare används för sedimentprovtagning (se figur 157).

Proven sällas i olika storleksfraktioner, artbestäms, räknas och vägs. Bestäm gärna den askfria torrvikten.

Bentisk epifauna

På grunda mjukbottenar används en fallfälla, en fyrkantig bottenlös låda med två bärstänger med bottenarean 0,5 m². Sidorna på fällan måste vara så höga att de når över vattenytan när fällan står på plats, men inte så höga att det blir svårt att nå ner till botten. Det kan vara praktiskt med en hylla på yttersidan för burkar att samla djur i.

Fallfällan bärs försiktigt ut till provplatsen utan att störa djurlivet. Efter några minuters stillhet sänks fällan snabbt ner på botten. De djur som fångats i fällan samlas upp med häv.

På hårdbotten används en bottenkrapa.

Arterna bestäms, antal individer av varje art räknas, vikten bestäms.

Provhantering

Prover med levande organismer ska hållas kallt och mörkt. Märk alla prov noga t.ex. med lappar med blyertstext i burkarna. Djuren kan sparas levande upp till ett dygn, om rovdjur sorteras undan och burkarna förvaras kallt. För noggrannare bestämning krävs att de konserveras med Lugols lösning eller i 70-procentig alkohol. Artbestämning görs sedan lättast i petriskålar under stereolupp. Ofta krävs även mikroskop.

Bestämning av djur till art kräver ofta specialist. På sidorna 124–126 finns dock ett urval djurgrupper och arter, som är relativt lätta att identifiera och som kan säga en del om försurningssituationen i sötvatten.

Recept på Lugols lösning:

Blanda:

10 g kaliumjodid (KI)

5 g kristallint jod (I₂). OBS hälsoskadligt!

10 ml konc. ättiksyra. OBS frätande!

100 ml destillerat vatten

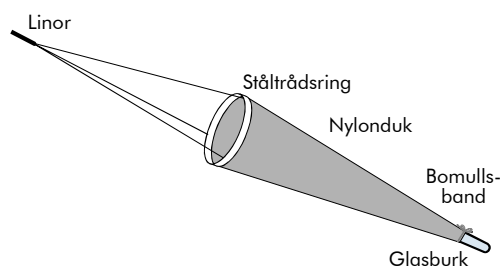
Tillsätt 10 droppar Lugols lösning till 200 ml prov.

Observera

Om samma redskap ska användas i ett annat vatten innan de torkat fullständigt, bör de först desinficeras med t.ex. T-sprit, för att undvika spridning av kräftpest och andra sjukdomar.

Tabell 41. Sätt att ange täckningsgrad.

allmän	> 50 % täckning av ytan
mindre allmän	10–50 % täckning av ytan
sällsynt	< 10 % täckning av ytan
eller enligt skalan	
I	< 5 % täckning av ytan
II	5–25 % täckning av ytan
III	25–75 % täckning av ytan
IV	> 75 % täckning av ytan



Figur 162. Planktonhäv som går bra att tillverka själv. Nätet ska vara kägelformat, sytt av en nylonduk med en maskstorlek som är mindre än 30 µm. Duken fästs på en ring av galvaniserad ståltråd med diametern 15–30 cm. Nätpåsens längd ska vara 2,5 till 3,5 gånger ringens diameter. Påsen förstärks med kraftiga bomullsband i båda ändar. I den nedre ändan surras en hög smal burk, t.ex. en olivburk.

Vattenväxter – utbredning, täckningsgrad

Kartering av vegetation i sjöar och hav

Ett vattenområdes tillstånd och förändring över tiden kan bevakas genom studier av makrofyter (växter som är så stora att de syns med blotta ögat). Metoden passar bäst i inte alltför djupa vattendrag med lugntflytande eller måttligt strömmande vatten.

Upplägget av undersökningsprogrammet blir lite olika beroende på om syftet är att skapa en tidsserie, en fullskalig inventering av ett helt system eller en värdering av en vattendragssträcka.

Täckningsgrad

En kvantitativ bestämning kan göras dels genom att ange täckningsgrad och dels genom att bestämma biomassan. Ett värde på täckningsgraden är subjektivt men är av betydelse för att påvisa en eventuell förändring av vegetationen vid en senare undersökning.

Angivande av täckningsgraden är en enkel och snabb metod.

Övervattens- och flytbladsvegetation

Vegetationskartering i små vattenområden med måttlig vegetationsutbredning utförs direkt i fält. Vegetationsområdena mäts upp på platsen och markeras på karta. Samtliga påträffade arter noteras, men även vilken eller vilka arter som dominerar i området. Kartering av vegetation kan även göras med hjälp av flygbilder tagna med infraröd färgfilm. Utförlig metodbeskrivning om kartering med flygbilder finns publicerad av bl.a. Lindell 1986.

Undervattensvegetation

De vanligaste metoderna är:

- att från båt skrapa botten utmed profiler med hjälp av olika slags räfsor
- att använda vattenkikare i grunda områden eller i områden med klart vatten
- att dyka längs profiler
- att studera flygbilder över områden med klart vatten

Fotografering med undervattenskamera manövrerad av dykare kan göras inom mera begränsade områden.

Genom upprepad fotografering av fasta rutor kan förändringar inom referensområden eller i påverkade områden följas.

Utförande i sjöar och hav

Kartering av vegetation direkt ute i fält och med hjälp av flygbildsfotografering ska utföras i slutet av juli eller början av augusti,

då vegetationen nått maximal utbredning.

Gula kartan i skala 1:20 000, den äldre ekonomiska kartan i skala 1:10 000 eller sjökort är lämpliga som underlag för karteringsarbetet. På dessa kartor finns strandlinjen markerad och på sjökorten är också grunda områden markerade.

Utförligare beskrivningar finns i BIN V 720, för flygbilder, och V 740, för fältarbete, SNV Rapport 3109.

Utförande i vattendrag

Tvårs över vattendraget läggs en transekt, markerad med ett måttband. Transekten delas i 25-centimetersdelar och varje del får en ruta. 100 rutor om 25*25 cm undersöks totalt så fler transekter behövs, jämnt fördelade över t.ex. en 50-meterssträcka.

Alla växtarter noteras och djup mätes med en cm noggrannhet. Bara dominerande substrat noteras för varje ruta. Annat som noteras är växtsätt, strandbrinkens växtlighet och vattendragets profil.

Tabell 42. Tillstånd utifrån antal arter av undervattens- och flytbladsväxter enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

Sammanlagt antal arter	Klass	Benämning
> 18	1	Mycket artrikt
14 – 18	2	Artrikt
9 – 14	3	Ganska artrikt
4 – 9	4	Ganska artfattigt
≤ 4	5	Artfattigt

Tabell 43. Jämförvärde för artantal och indikatortotal för undervattens- och flytbladsväxter enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

Sjöarea km ²	Nordsverige*		Sydsverige	
	Artantal	Indikatortotal	Artantal	Indikatortotal
< 60 m.ö.h.				
< 0,1	3 – 5	5,5	4 – 12	7,4
0,1 – 1	9 – 14	6,5	11 – 16	8,1
1 – 10	10 – 18	6,3	15 – 23	8
> 10	17 – 21	6,5	17 – 25	8
60 – 199 m.ö.h.				
< 0,1	**	**	5 – 11	6,9
0,1 – 1	5 – 13	6,3	10 – 17	7
1 – 10	10 – 16	5,8	17 – 25	6,5
> 10	13 – 20	6,3	> 17	6,6
> 200 m.ö.h.				
< 0,1	**	**	**	**
0,1 – 1	4 – 11	6,3	8 – 16	7,2
1 – 10	8 – 15	6,2	15 – 25	6,2
10	13 – 17	5,9	**	**

* norr om Dalälven

** underlag saknas.

Mängd "organiskt material", biomassa

Den totala mängden partikulärt organiskt material i ett vattenprov kan ofta vara ett enkelt och fullt tillräckligt mått på det biologiska tillståndet i vattnet. Den kan bestämmas om provet filtreras och filtret vägs. Filtrering och vägning kan göras för olika storleksfraktioner.

Beskrivningen av tillvägagångssättet är en modifiering av SIS metod SS 02 81 13, "Bestämning av torrsubstans och glödgningsrest i vatten, slam och sediment".

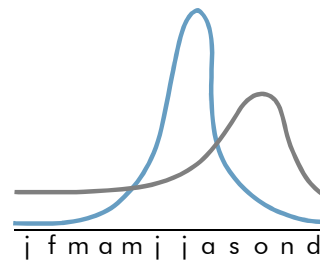
Kolmassan (AFDW) motsvarar knappt hälften av torrvikten (DW), men relationen varierar mellan olika arter. Vidare kan det organiska materialets energiinnehåll beräknas ur mängden kol enligt: 1 g C motsvarar 42 kJ eller ca 10 kcal (enligt Parsons och Takahashi). Askfria torr vikten betraktas av många som en bra enhet för planktonbiomassa.

En grund havsvik kan producera 10 gånger mer biomassa per hektar jämfört med en god åkerjord!

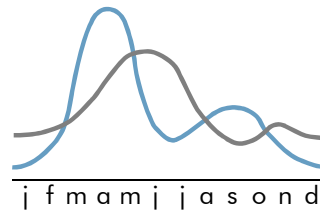
Vid bestämning av pelagisk biomassa i Kattegatt-Skagerrak får man normalt följande resultat, om provet filtreras genom ett GF/C-filter:

Normalt ytvatten 0,5–1 mg DW/l
Blomning ca 3 mg DW/l
Extrem blomning ca 7 mg DW/l

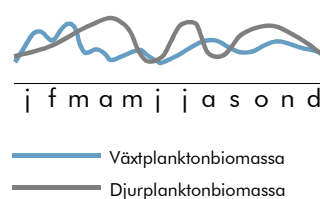
Vid polerna



I haven runt Sverige



Vid ekvatorn



Figur 163. Biomassans variation över året. Växtplanktonbiomassan styrs av tillväxtfaktorer som ljus och näringsämnen, medan djurplanktonbiomassan främst styrs av tillgången på växtplankton.

Tabell 44. Handledningar för vattenundersökningar från "Handbok för miljöövervakning", publicerad på Naturvårdsverkets hemsida www.naturvardsverket.se.

Undersökningstyp	Programområde
Makrofyter i vattendrag	Sötvatten

Tabell 45. Avvikelse från jämförvärde, artantal och indikatorantal för undervattens- och flytbladsväxter enligt "Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913. Indikatorantal beräknas genom att ta medeltalet av de indikatorvärden de i sjön förekommande arterna har. Listan finns på Naturvårdsverkets hemsida www.naturvardsverket.se Start >> Lagar & rättesnören >> Bedömningsgrunder >> Sjöar och vattendrag >> Artlista över vattenväxter

Artantal och indikatorantal

Artantal och indikatorantal är lika med jämförvärdet¹
Artantal eller indikatorantal avviker från jämförvärdet²
Artantal och indikatorantal avviker från jämförvärdet²
Artantal och indikatorantal avviker från jämförvärdet, ett av måtten avviker mycket³
Massutveckling⁴ av 1–3 arter elodeider/lemnider/helofyter

Klass	Benämning
1	Ingen eller obetydlig avvikelse.
2	Liten avvikelse
3	Tydlig avvikelse
4	Stor avvikelse
5	Mycket stor avvikelse

1. Jämförvärden enligt tabell 43.

2. Avvikelsen ska för artantalet vara motsvarande en tillståndsklass och för indikatorantalet 0,5 – 1,0 enheter för att räknas.

3. Avvikelsen ska för artantalet uppgå till minst motsvarande två tillståndsklasser och för indikatorantalet till mer än en enhet.

4. Med massutveckling menas att den yta som är tillgänglig för vegetation till största delen (> 75 %) är täckt av enstaka arter som inte hör hemma i sjötypen eller att ytan visar tecken på högrgradig igenväxning.

Beräkningar

$$AFDW = DW - AW$$

$$DW = \frac{1}{PV} \cdot (\text{Filtrets vikt efter torkning} - \text{det tomma filtrets vikt})$$

$$AW = \frac{1}{PV} \cdot (\text{Filtrets vikt efter bränning} - \text{det tomma filtrets vikt})$$

AFDW är glödningsförlust eller askfri torrsvikt (Ash Free Dry Weight), på svenska AFTV.

DW är torrsvikt (Dry Weight).

AW är glödningsrest eller asksvikt (Ash Weight).

PV är provets volym i liter.

WW är våtsvikt (Wet Weight).

Glödningsförlust är ungefär detsamma som total organisk halt.

5 g våtsvikt (WW) ger ca 1 g askfri torrsvikt.

Utförande

- Välj ett brandhärdat filter med lagom porstorlek, t.ex. Whatman glasfiberfilter GF/C (1–2 μm) eller GF/F (0,7 μm).
- Tvätta filtret med destillerat vatten och bränn det vid 500 °C.
- Låt filtret svalna. Konstantväg. Förvara filtret i exsickator eller i en burk med torkmedel.
- Filtrera ca 2 l prov. Skölj bort eventuellt salt med 20 ml destillerat vatten. Förvara filtret i en burk med torkmedel. Vid längre förvaring ska burken stå i frys.
- Torka filtret vid 70–80 °C under 24 timmar. Låt filtret svalna och väg det.
- Bränn filtret vid 500 °C under ca 3–4 timmar. Låt filtret svalna i exsickator och väg det.

Resultatet anges i g/l.

Omräkningsfaktorer

$$1 \text{ kalori (cal)} = 4,184 \text{ joule (J)}$$

$$1 \text{ J} = 0,239 \text{ cal}$$

$$1 \text{ kilokalori (kcal)} = 1000 \text{ cal}$$

$$1 \text{ g kolhydrat} \approx 4,1 \text{ kcal}$$

$$1 \text{ g protein} \approx 5,7 \text{ kcal}$$

$$1 \text{ g fett} \approx 9,5 \text{ kcal}$$

Stora växter

Biomassebestämning av stora växter görs vanligtvis genom bestämning av biomassans gröna delar eller ovanjordiska delar. Man måste därför ange om biomassan avser hela växten eller vikt av rot, stam eller blad, dvs. del av växten. Resultaten vid biomassebestämning anges per ytenhet.

En arts biomassa kan variera mycket inom ett och samma vattenområde. Provområdena indelas därför lämpligen efter djup, substrat etc.

Rutorna inom vilka biomassan ska bestämmas kan läggas i en profil från stranden och ut. Antalet profiler avgörs av områdets storlek och vegetationsförekomsten samt av undersökningens omfattning.

Urvalet av rutor kan även ske genom att vattenområdets hela vegetationsyta delas in i ett rutsystem, och de rutor som ska undersökas tas ut med hjälp av slumpstatstabelle eller med regelbundet urval. Antalet växter räknas inom varje ruta och vegetationen skärs av vid botten eller grävs upp. Detta arbete bör utföras av dykare. Resultatet blir säkrare (och kostnaderna lägre) om man använder fler små rutor än få stora.

Bestämning av biomassan genom vägning av vegetation ger ett bättre värde, men det är mer tidskrävande.

Dykinventering av växter och djur

Ett oöverträffat sätt att studera växter och djur på havsbotten är att dyka ner och titta på dem. Sportdykare kan på detta sätt bidra till miljöövervakning och hjälpa forskare, miljömyndigheter m.fl., som kan ha användning för bakgrundsinformation och långsiktiga tecken på miljöförändringar.

Ett av de stora värdena med dokumenterade undersökningar av detta slag är att de kan utföras på många ställen under samma tidsperiod längs många kuststräckor.

Miljöinventeringar görs också av dykare på ostkusten inom "Fucusprojektet" genom Vattenmiljögruppen och i Skåne genom Öresundsfonden. Dessa projekt har annan uppläggning än detta förslag.

Utförande

Undersökningarna görs längs en profil från stranden och ut. Gör följande noteringar för profilen:

Lutning (avvikelse från lodplanet) på respektive djup: 0°, 30°, 60°, 90°, överhäng (Ö). Lutningen kan fastställas med en enkel vinkelmätare med gradmarkering, snöre och flöte.

Alternativt kan man notera hela profilens lutning enligt:

brant jämnt sluttande långgrund

Bottentyp (häll, block, sten, grus, sand, mjukbotten)

Profilens riktning: N, NV, V, SV, S, SO, O, NO

Ange också **datum** och **plats** för iakttagelserna, gärna i form av markering på kopia av sjökort.

Registrering kan göras som en kombination av (skriftlig) dokumentation på skrivplatta och fotografering. Profilens utseende *ovanför* vattenytan fotograferas eller beskrivs på annat sätt. Konstljus kan an-

vändas på de större djupen men bör undvikas på 0,5, 2 och 5 m. Ett alternativ till fotografering kan vara videofilmning.

Undersökningarna görs i första hand i månadsskiftena maj/juni och aug/sept.

Arters djuputbredning

Notera nedanstående arters eller artgruppers förekomst och djuputbredning. Ange största djup där ingen påträffas fastsittande. Om enstaka individer påträffas på väsentligt större djup än mer sammanhängande bestånd, gör särskild notering om detta. Om en arts nedre utbredningsdjup kryper uppåt, kan detta vara ett tecken på miljöförändringar.

Alger

Bladtång (*Laminaria saccharina*)
Blåstång (*Fucus vesiculosus*)
Sågtång (*Fucus serratus*)
Sargassosnärje (*Sargassum muticum*)
Nervtång (*Delissieria sanguinea*)
Krustformiga (skorprika) röda alger

Djur

Blåmussla (*Mytilus edulis*)
Sjöstjärna (*Asterias rubens*)
Havsnejlika (*Metridium senile*)
Sjöpung (*Ciona intestinalis*)

Täckningsgrad

Denna kan vara lite svårare att fastställa än djuputbredningen, särskilt vid dåliga siktförhållanden. Täckningsgraden kan vara av intresse om man har en fast lokal på klippbotten, dit man återkommer regelbundet. Det är utmärkt om lokalen kan dokumenteras med kamera eller video.

Man kan efter några år eventuellt se tecken på mer långsiktiga miljöförändringar, om täckningsgraden väsentligt förändrats för en eller flera av arterna på respektive lokal.

Heltäckande (100 %):	4
mer än hälften (50 %):	3
mindre än hälften (25 %):	2
enstaka individer:	1

Särskilda iakttagelser

Särskilda iakttagelser som förekomst av svavelbakterier, syrgasbrist, föroreningar av olika slag etc. bör noteras. Döda skal av t.ex. krabbtaska (*Cancer pagurus*) noteras. I samtliga fall med djupangivelse, datum och plats.

Nya arter i marin miljö

Iakttagelser av nya arter, särskilt sargassosnärje, är av stort intresse. I detta sammanhang är det av stor betydelse att såväl fyndplats som djup och datum tydligt anges och att ett prov av arten samlas in och läggs i plastpåse (och ev. fryses).

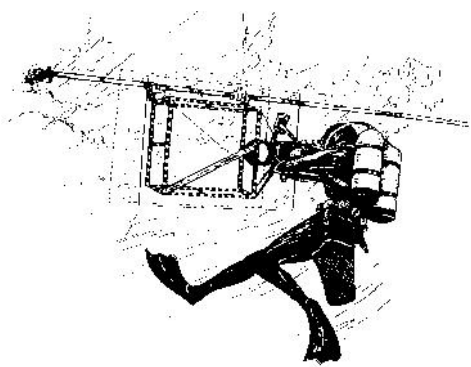
Fotografisk dokumentation

Om bilder/videofilm är tillräckligt tydliga, kan naturligtvis artbestämning och andra iakttagelser fastställas vid en efterföljande bildgranskning.

Vid Kristinebergs Marinbiologiska Station har kontinuerliga serier av stereofotografier tagits på permanenta stationer sedan 1969. Tekniken redovisas i SNV Rapport 3109, del II (BIN BR 15).

Sportdykarförbundet har tagit fram en kurspärm med tillhörande handledningar med tydliga och välliknande teckningar av vanliga arter i marin miljö. Dessa kan kopieras och plastlamineras på en styv plastskiva och tas med under dykinventeringar.

Flera av metoderna bygger på dokumentation med hjälp av undervattensfotografering med kameror som är fjärrstyrda eller manövrerade av dykare, t.ex. BIN VR 111, 112 och 113. Inventering genom direktobservation av sportdykare har använts sedan flera år i bl.a. Stockholms skärgård och Öresund.



Figur 164. Ram för fotografering av en utvald bottenyta.

Påväxt i havsmiljö

Påväxt av organismer är, som namnet anger, djur och växter som växer fastsittande på olika underlag. Påväxt i olika miljöer, t.ex. med olika grad av förorening, kan enkelt studeras med hjälp av konstgjorda substrat nedsänkta i vattnet, t.ex. CD-skivor uppsatta på elrör.

Bakterier, kisel- och gisselalger dominerar påväxten, men även större organismer som tagelmaskar, hoppkräftor och havsanemoner kan påträffas.

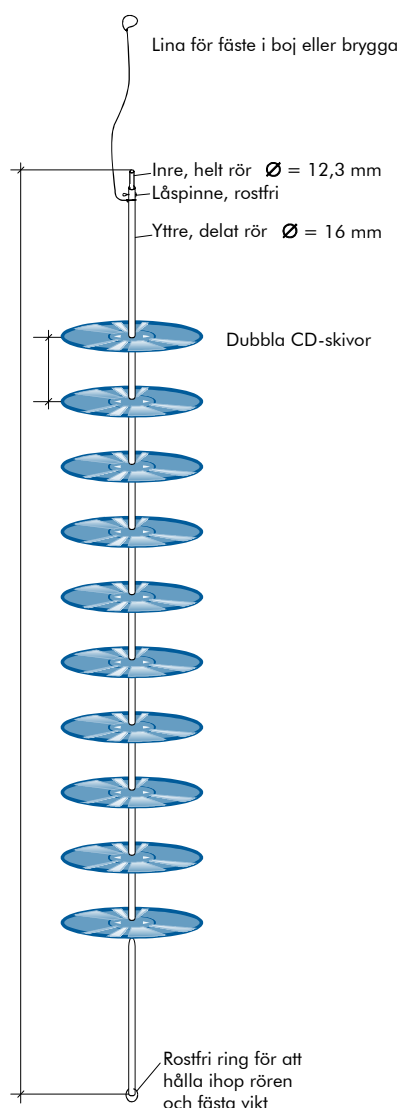
Utförande

Tänk noga igenom stationsvalet. Försök att ta med både lugna och exponerade stationer som är representativa för området. Sätt ut skivställningarna under två till tre veckor. Linan fästs vid en brygga eller läggs ut fritt med bottentyngd och ytboj. Ta upp CD-ställningen och demontera den. Anteckna för varje skiva vilken nivå den satt på och om den var vänd uppåt eller nedåt. Dokumentera de påväxta arterna. Det är lämpligt att även fotografera skivorna nedsänkta i ett akvarium.

Dela in CD-skivan i rutor med en cm sida och välj slumpmässigt ut tio på varje skiva. Gå igenom dessa rutor med hjälp av mikroskop. Räkna antalet arter och individer. Jämför resultatet från de olika lokalerna, skivor på olika djup och deras ovan- och undersidor.

Tag gärna vattenprover under försöksperioden och analysera dessa på t.ex. klorofyll och näringsämnen.

Metoden för påväxtstudier med CD-skivor är utvecklad inom ett projekt som heter VIRTUE School Project, <http://nml.uib.no/virtue/>. Projektet leds av universiteten i Göteborg, Bergen och Maryland. Ett åttiototal skolor från cirka femton länder deltar 2003. Undersökningarna kan göras i såväl sötvatten som saltvatten.



Figur 165. CD-skivor uppsatta på en ställning av elrör för undersökning av påväxt.

Påväxt i rinnande vatten

Påväxt utgörs av ett stort antal typer av organismer; olika alger, bakterier, svampar och mikroskopiska djur som sitter på olika substrat som stenar och större växter. Som indikator på miljötillståndet används i detta fall kiselalger, vars skal är lätta att hantera.

Provlokaler ska ligga i strömmande vatten eller på vertikala ytor. Minst en opåverkad referensstation ska ingå. Sensommaren/hösten är bästa tiden för provtagning, men tiden före vårfloden kan också gå bra. Vid bedömning av punktutsläpp kan jämförelse upp- och nedströms göras när som helst på året.

Utförande

Minst 5 grova stenar, 60–200 mm, samlas in över hela vattendragets bredd längs en 10 m lång sträcka. Påväxten på ovensidan av stenarna skrapas ner i en vanna med 1 l vatten. Materialet blandas och två delprov tas ut. Ett förvaras mörkt och svalt och ett konserveras med formalin. Om annat substrat än stenar används ska detta anges.

Resultat

Två index kan beräknas ur resultatet; IPS som grundar sig på artbestämning och ger mest exakt resultat, och IDG som bygger på förekommande släkten och därför blir billigare att ta fram.

Tabell 46.Handledningar för vattenundersökningar från "Handbok för miljöövervakning", publicerad på Naturvårdsverkets hemsida www.naturvardsverket.se.

Undersökningstyp	Programområde
Påväxt i rinnande vatten – kiselalgsanalys	Sötvatten

Tabell 47. Tillstånd utifrån index för påväxt av kiselalger enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

IPS-index eller IDG-index	Klass	Benämning
³ 17,5	1	Mycket högt indexvärde
14,0 – 17,5	2	Högt indexvärde
10,5 – 14,0	3	Måttligt högt indexvärde
7 – 10,5	4	Lågt indexvärde
< 7	5	Mycket lågt indexvärde

Växt- och djurplankton

Växtplankton

Sammansättningen av växtplanktonsamhällen skiftar påtagligt vid miljöförändringar som t.ex. beror av eutrofiering, försurning och miljögifter. Analys av växtplanktonsamhällen ger därför information om effekter av olika typer av miljöstörningar. Information om total biovolym samt biovolym per liter av alggrupper och enskilda arter kan kombineras med fysikaliska och kemiska variabler, liksom med information om djurplankton och bottenfauna. De två sistnämnda grupperna är i sin tur beroende av växtplanktonsamhällets artsammansättning, biomassa och näringsvärde.

Växtplanktonundersökningar görs i huvudsak med fyra syften:

- **Artanalys** eller taxonomisk inventering för att få fram information om artrikedom och indikatorarter som kan betraktas som besvärskällor som t.ex. giftproducerande cyanobakterier, kiselalger som sätter igen nät, slemproducerande alger, arter med besvärande massutvecklingar som ger upphov till lukt- och smakförändringar på råvatten, arter med ett hetero- eller mixotroft levnadssätt, arter som genom sin livsform indikerar en viss miljösituation.
- **Analys av mängder och biovolym per art** för att erhålla kvantitativa mått vid jämförelser i tid och rum samt mellan olika sjöar.
- **Analys av biovolymen av olika alggrupper.** Särskilt intresse knyts till grupper som generellt sett har indikatorvärde. Hit hör vissa besvärsskapande grupper, kvävefixerande grupper, grupper som präglar försurade miljöer, grupper som används som föda för betare (zooplankton, ciliater, bottenfauna).
- **Analys av den totala biovolymen av växtplankton.** Relationstal finns för den totala biovolymen alger per liter i förhållande till halten klorofyll *a* och till koncentrationen av fosfor. Det är också möjligt att relatera en högsta biovolym under vegetationsperioden till empiriskt satta gränser för besvärande och mycket besvärande mängder av alger.

Växtplanktonsamhället beskrivs vanligen med kvantitativ metodik kompletterad med håvprov som stödvariabel. Många gånger är håvprovet nödvändigt för att få ett anrikat material, där artbestämningar lättare låter sig göras.

Växtplanktonsamhällets sammansättning och biovolym varierar starkt under året och styrs primärt av vattenomblandning och skiktningförhållanden.

Sötvatten

Årsutvecklingen av växtplankton i sjöar går från pionjärstadier av snabbväxande arter på våren mot ett sensommarstadium med långsamväxande stora arter. I många sjöar utgör ökande mängder kiselalger på våren ett första tecken på ökad näringshalt i vattnet, något som inträffar långt innan algbloomingarna sommartid hinner bli störande. Provtagningar över hela vegetationsperioden ger betydligt säkrare underlag för att upptäcka tidiga förändringar eller störningar än bara ett prov per år. Med endast ett prov per år kan sjöar klassas efter sin vattenkvalitet, men det dröjer många år innan förändringar kan säkerställas genom medelvärden och avvikelser. Sammansättning och förändringar i säsongsdynamiken ger god information om vattnets kvalitet. Maximumvärdet av växtplanktons biovolym under året speglar näringskoncentrationen, men mellanårsvariationer förekommer som beror på rådande väderförhållanden.

I näringsfattiga sjöar uppträder ofta den högsta biovolymen under slutet av vårcirkulationen. I näringsrika sjöar infaller vanligen biovolymens maximum sommartid. Sommaren till sensommaren är oftast den artrikaste perioden oavsett om sjön är näringsfattig eller näringsrik.

I alla övervakningsprogram där det krävs ett bra mått på arter och grupperns relativa och absoluta förekomst, t.ex. vid beskrivning av ekosystemens struktur, mängdmässig jämförelse mellan sjöar eller vid tidsserieanalys, ska kvantitativ provtagning utföras.

Planktonalgernas rumsliga fördelning varierar kraftigt. I skuggiga sjöpartier är ofta mängden alger mindre än i ljusa partier. I grunda

sjöar eller vikar är artrikedom och biovolym ofta högre än i djupare bäcken. I anslutning till vassvegetation eller till bälten av undervattensvegetation är de planktiska alger starkt uppblandade med lossryckta påväxtarter som inte präglar den öppna sjöns flora. Planktonalger förflyttar sig i vertikalled under dygnet. Kvällar och nätter sjunker de eller vandrar aktivt mot djupvatten medan de förflyttar sig upp mot ytan under morgontimmarna.

När syftet är att undersöka speciella problem som förekomst av toxinproducerande arter, arter som fastnar i nät och vattenintag, alger som orsakar lukt och smak etc., ska provtagning utföras på det sätt som är relevant för problemet.

Hav

Planktonalgerna i det fria vattnet står för huvuddelen av den producerade växtmassan i havet. Under sommaren kan de finnas i hundratusentals individer per liter ytvatten. Planktonalgerna utgör tillsammans med bakterier och bottenlevande växter basen för den marina näringsväven med djurplankton, bottenjur och fisk som konsumenter.

Växtplanktonundersökningar används för att i ett längre tidsperspektiv (mellan år) kunna påvisa förändringar i havsmiljön. I ett kortare tidsperspektiv (inom år) kan de bidra till en beskrivning av miljötillståndet. De förändringar som kan observeras är främst naturlig och antropogen närsaltbelastning av havet, vilket kan ge effekter på sammansättning och kvantitet av växtplankton. Undersökningens syfte är vidare att beskriva succession och/eller årscykler, dvs. typiska säsongsvariationer

Tabell 48. Handledningar för vattenundersökningar från "Handbok för miljöövervakning", publicerad på Naturvårdsverkets hemsida www.naturvardsverket.se.

Undersökningstyp	Programområde
Växtplankton i sjöar	Sötvatten
Växtplankton (total, högfrekvent)	Kust och hav
Djurplankton i sjöar	Sötvatten
Djurplankton	Kust och hav

av förekomst och utbredning av växtplankton, samt att övervaka förekomst av potentiellt giftiga eller på annat sätt skadliga alger. Genom växtplanktonanalys kan introduktion av nya växtplanktonarter dokumenteras. Mängden och artsammansättningen av växtplankton kan ge upplysning om vattenmassans ursprung samt om den lokala och regionala tillförseln av näringsämnen till havet och påvisa förestående algbloomingar, vilka kan resultera i förgiftning av djur och växter och/eller syrgasbrist i havsområdenas djupvatten. Algbloomingar kan också leda till förskjutningar i den ekologiska balansen, som kan medföra förändringar i artsammansättningen av havets organismer, inte bara bland växtplankton, utan även bland djurplankton och fisk.

Ofta förekommer en dygnsvandring hos växtplankton. Det är därför av vikt att prover tas från hela den eufotiska zonen för att resultaten mellan stationer och tidpunkter ska vara jämförbara.

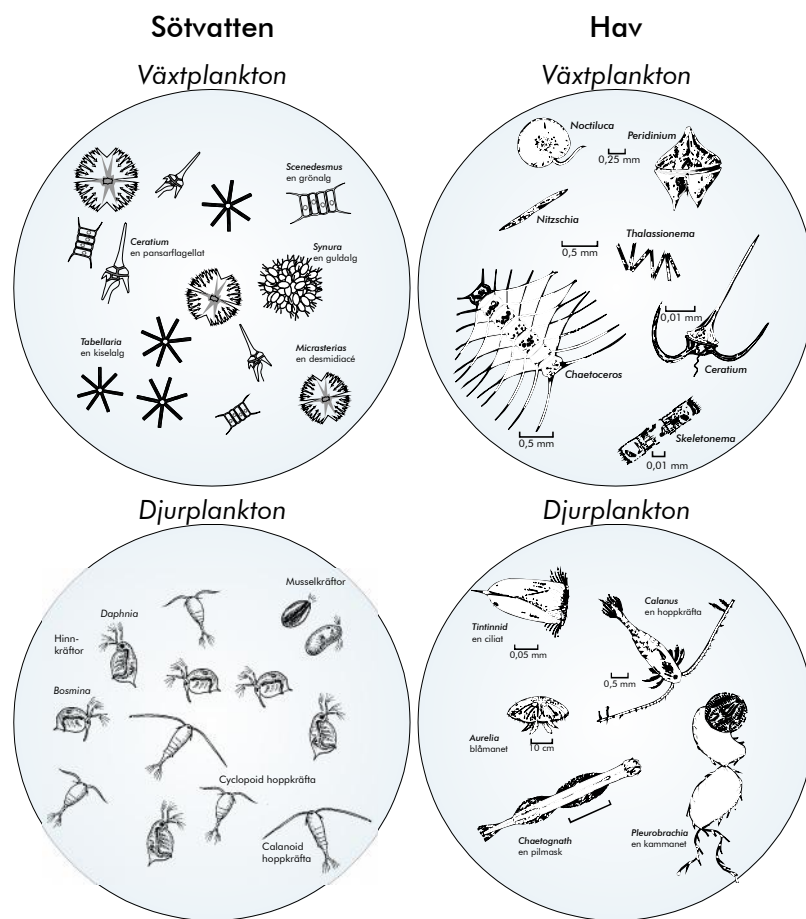
Kvantitativ växtplanktonundersökning sker genom mikroskopisk analys, som även kan innefatta biomassebestämning. Artbestämning av växtplankton är tidskrävande och kräver omfattande taxonomisk träning och kontinuerlig vidareutbildning för att upprätthålla kompetensen och kännedomen om den ständigt föränderliga nomenklaturen.

Djurplankton

Sjöar

Undersökningar av djurplankton i sjöar kan användas för att beskriva tillstånd och förändringar i djurplanktonsamhällets artsammansättning, relativ förekomst av vissa arter (indikatorarter) som kan indikera ett vattenområdes tillstånd, samt individtäthet och biomassa av djurplankton i ett vattenområde.

Sammansättningen av djurplanktonsamhällen förändras vid en rad olika miljöförändringar, såsom eutrofiering, försurning, förgiftning och förändringar av fiskfaunans sammansättning. Analys av djurplanktonsamhällen ger därför information om effekter av olika typer av miljöstörningar. Eftersom djurplanktonsamhället regleras både av växtplanktonproduktionen och genom nedbetning av fisk, påverkas artsammansättning och biomassa av flera samverkande faktorer. Karaktäristiska förändringar kan därför uppträda medan de bakomliggande orsakerna är oklara. Eftersom orsakssambanden för djurplanktonbeståndens reglering är mer komplexa och sämre utforskade än för t.ex. både bottenfauna och växtplankton, används de senare oftare i övervakningssyfte.



Figur 166. Växt- och djurplankton i sötvatten och hav

Det är en fantastisk upplevelse att titta på en droppe planktonprov under mikroskop. För att få mycket att titta på, kan provet koncentreras genom att man sakta drar en finmaskig håv (se figur 162) genom vattnet.

Det viktigaste skälet till att inkludera djurplankton i ett övervakningsprogram är deras placering i näringsväven; en övervakning av djurplankton ger möjlighet att bedöma hur interaktioner mellan trofinivåer påverkar riktning och omfattning av förändringar i ekosystemet.

Information om biomassa och artsammansättning hos djurplankton är ofta nödvändig för att man ska kunna tolka förändringar i växtplankton- och fisksamhällen.

Hav

Det finns i havet ca 160 000 olika arter av djur. Endast 2 procent av dessa lever hela sitt liv i den fria vattenmassan. Övriga arter lever på bottenarna – de flesta på hårda bottenar.

Djurplankton utgör ett mellanled i flödet av energi och materia från primära producenter som växtplankton till högre konsumenter som fisk. Kännedom om djurplanktonproduktionen i ett område

kan därför utgöra underlag för att bedöma möjlig fiskproduktion. Övergödning av haven ger ökad växtplanktonproduktion, vilket i sin tur gynnar djurplanktonsamhället. Eventuella långsiktiga eutrofieringseffekter bör därför kunna påvisas i övervakningsprogram för djurplankton. Storleken på djurplankton spänner över en vid skala. Det finns ingen provtagningsmetod som fungerar bra för samtliga fraktioner. Undersökningar brukar av tradition vara inriktade på den storleksfraktion vilken benämns mesozooplankton (0,2–20 mm), vilken innefattar en stor del av de djurplanktontaxa som utgör stommen i Östersjöns planktonfauna.

Delar av texten om plankton är citerad ur delar av "Handbok för miljöövervakning", som återfinns i tabell 48.

Primärproduktion

Produktion definieras som växtens biomasseförändring under en bestämd tidsperiod. För att få ett mått på hela produktionen måste även förlusten, t.ex. massan av nedvissnade delar och betade delar under den avsedda perioden, uppskattas vid bestämningen.

Den vanligaste metoden för mätning av primärproduktion är genom tillsättning av radioaktivt kol (^{14}C) i form av natriumvätekarbonat till ett vattenprov. Provet belyses under ett antal timmar (vanligen 4–6), varefter det filtreras. Organismer tar upp det radioaktiva kolet på samma sätt som vanligt kol under fotosyntesen. Filtrets radioaktivitet ger därför den totala mängd kol som bundits i organiskt material under belysningsperioden. Samtidigt sker förbränning genom algernas respiration, varvid en del kol frigörs igen. Det är därför inte självklart om det är netto- eller bruttoproduktionen som mäts med ^{14}C metoden. För att undvika inverkan av det radioaktiva kol som frigörs under respirationen kan belysningstiden minskas till 2 timmar. Respirationen antas vara oberoende av ljus och kan bestämmas i en mörklad flaska. Den maximala assimilationen under dagen

Tabell 49. Produktion av växtplankton, växtplanktonbiomassa mätt som klorofyllkoncentration samt totalfosforkoncentration vid olika näringsstatus i sötvatten.

	Produktion g C/m ² •år	Klorofyll µg/l	Totalfosfor µg P/l
Oligotrofi	25	< 3	< 15
Mesotrofi	25 – 75	3 – 7	15 – 25
Eutrofi	75 – 250	7 – 40	25 – 100
Hypertrofi	> 250	> 40	> 100

kan vara ca 10 gånger större än respirationen. Denna analys kräver speciallaboratorier.

Produktionen anges i g C/m²•år, vilket innebär den totala produktionen i hela den eufotiska zonen (figur 68) under en yta av 1 m².

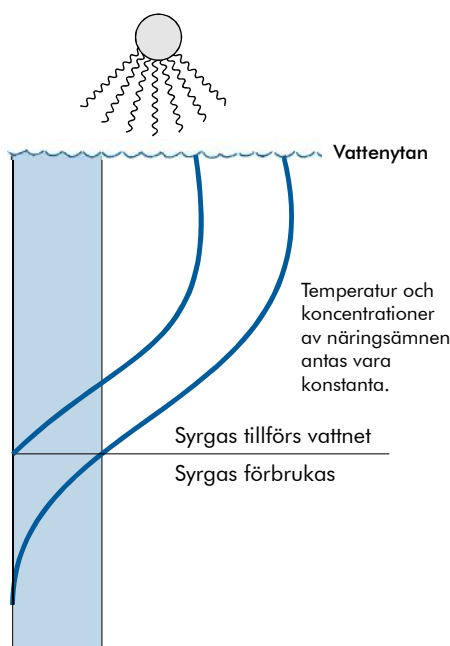
Sjöar

Primärproduktionen i sjöar är grunden för indelningen i näringsstatus och begränsas i sötvatten i huvud-

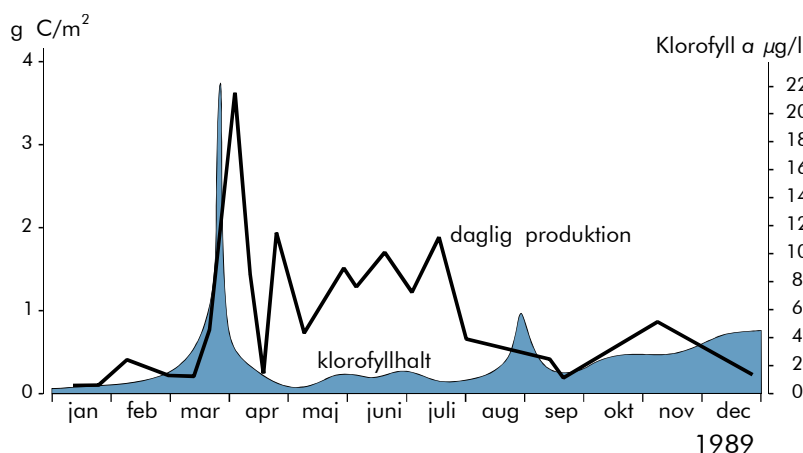
sak av fosforkoncentrationen. Förutom indelningen i tabellen ovan, används beteckningen ultraoligotrofi för sjöar med extremt låg produktion.

Hav

I Kattegatts kustvatten är primärproduktionen i fria vattnet av storleksordningen 200 g C/m²•år. I Östersjön är den 100 och i Bottenviken ca 50 g C/m²•år.



Figur 167. Produktionen i vattenmiljö är beroende av det nerträngande ljuset. Därför minskar produktionen med djupet. Respirationen däremot kan fortgå med ungefär samma intensitet i hela vattenmassan. Viss minskning av produktionen nära ytan uppstår då ljuset under soliga och klara dagar kan vara alltför starkt och därmed hämma algernas fotosyntes.



Figur 168. Diagram över produktionen under året i Kattegatt att jämföras med biomassan mätt som klorofyllhalt.

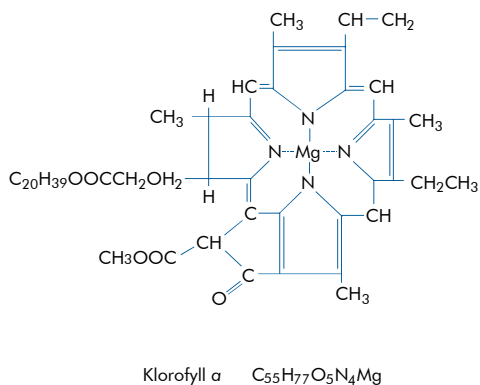
Klorofyllmätningar

Klorofyllkoncentrationen är ett grovt mått på växtplanktonbiomassan i ett vattenprov. Klorofyllkoncentrationen i växtplankton varierar med ljusförhållanden, temperatur och närsalttillgång. Den varierar också från art till art och under artens utvecklingsstadier.

Det erhållna klorofyllvärdet utgörs huvudsakligen av klorofyll *a*, medan klorofyll *b* är försumbart utom i system med enbart grönalger. Här kan klorofyll *b* inverka på resultatet med upp till 10 procent. Påverkan av klorofyll *c* är vanligtvis försumbar. Ytterligare begränsningar och kommentarer återfinns i bilaga till SS 02 81 70.

Klorofyllkoncentrationen i våra kustnära vatten är under sommaren ca 5–10 mg/m³.

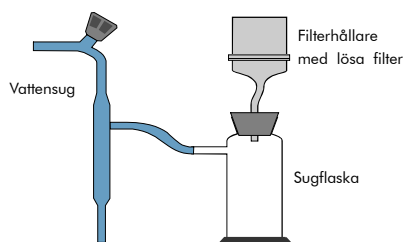
Nedanstående metodbeskrivningar ska ses som komplement till de officiella metoderna enligt Svensk Standard. Praktisk erfarenhet har visat att de erhållna resultaten ger fullt godtagbara värden på klorofyll *a*. Metodbeskrivningen är hämtad från skriften "Krukprojektet. En handledning för kustnära skolor om samordnade påväxtförsök och planktonstudier" av A. Näslund och M. Rex och återges med författarnas tillstånd.



Figur 169. Schematisk bild av en klorofyllmolekyl.

Utförande

- Tag ett vattenprov strax under vattenytan, så att inte störande ytskräp kommer med.
- Mät upp en liter av provvattnet i en mätkolv och sugfiltrera provet genom ett finporigt filter. (Glasfiber- eller membranfilter, $\phi = 47$ mm, porstorlek ca 0,45–1 μm .)
- Låt filtret ligga en stund på hushållspapper (med planktonmassan uppåt) för att torka.
- De partiklar som finns i vattnet är till mycket stor del växtplanktonceller. Av filtrens färg och färgstyrka kan man därför direkt få en snabb uppfattning om växtplanktonförekomsten.
- Lägg filtret i en liten petriskål som tejpas igen, datummärks och förvaras i frys, tills det är dags att jämföra det med andra prov.
- Blomningsförloppen kan åskådliggöras genom att filtren monterats i kronologisk ordning på ett mörkt papper. Dokumentera gärna med fotografier.



Figur 170. Apparaturupställning för filtrering av klorofyllprov.

Klorofyllanalys

Planktonfiltren kan undersökas vidare genom att man analyserar klorofyllinnehållet i dem. Det bör då ske så snart som möjligt, inom 8 timmar vid acetanalays eller 24 timmar vid metanolanalays. Förvaring i fryn kan ske i tre månader. Planktonfiltren löses i aceton och lösningens gröna färg bestäms med hjälp av spektrofotometer. Därmed får man ett mått på provets klorofyllkoncentration.

Glasfiberfilter som är mer robusta måste klippas och malas sönder i aceton, medan de ömtåligare och dyrare membranfiltren löser sig i aceton.

- Lägg filtret och ca 8 ml aceton i ett centrifugrör med propp. Använd alltid dragskåp.
- Skaka om kraftigt och låt röret stå mörkt och svalt över en natt. Undvik kylskåp på grund av explosionsrisk vid gnistbildning.
- Tillsätt aceton till volymen 10,0 ml och centrifugera vid högsta varvtal ca 5 min.
- För med pipett över den klara lösningen till en 1 cm kyvett.
- Bestäm absorbansen vid 750 och 665 nm. Använd aceton som referens.

Beräkna koncentrationen klorofyll i provet genom att multiplicera absorbansskillnaden mellan 665 och 750 nm med 115. Enheten blir mg/m³.

Motsvarande metodesanvisningar enligt Svensk Standard är SS 02 81 46 och en liknande (SS 02 81 70), vilken bygger på extraktion med metanol i stället för aceton. Metanol och aceton är hälsovådliga, använd dragskåp. Dessa metoder är användbara både i havsvatten och i limniska miljöer. I marina sammanhang och för in situ-mätningar av klorofyll används ofta fluorometri i stället för spektrofotometri. Denna metod är 50–100 gånger känsligare.

SS 02 81 46

SS 02 81 70

Provfiske

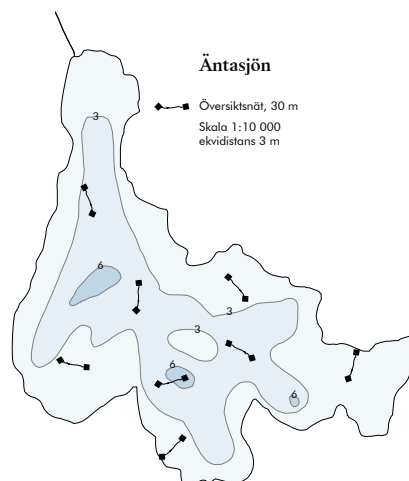
Provfiskets syfte är att undersöka fiskpopulationernas totala storlek, vilka arter som förekommer och åldersfördelning.

Provfisket bör helst ske under juli-augusti, efter leken och under den varma årstiden då fisken är mer aktiv. I södra och mellersta Sverige ska vattentemperaturen i ytvattnet överstiga 15 °C.

Fisket sker lämpligen med s.k. översiktsnät av typ "Norden", 30 m långa bottenstående nät uppdelade i 12 sektioner med maskstorlek varierande mellan 5 och 55 mm maskstolpe. I sjöar som är djupare än 10 m används också flytande, pelagiska nät. Vissa fiskarter, t.ex. siklöja, fångas bättre med dessa nät.

Provfiske kan göras som en enklare inventering med begränsat antal nätansträngningar eller som standardiserat provfiske. En nätansträngning är fiske med ett nät en natt (12 tim). Vid inventeringsfiske används 4 nät i sjöar under 50 ha och sedan 8 nät upp till 300 ha, 16 nät upp till 2 000 ha och 24 nät i större sjöar. Hälften av näten läggs under temperatursprångskiktet och hälften över eller i detta.

Vid standardiserat provfiske används minst 8 nätansträngningar med botten nät. Näten placeras enskilt och på olika djup fördelade i de djupzoner som visas i figurerna 171 och 172. Är den djupaste zonen för liten för att rymma de tänkta näten, tas den zonen bort och ytan förs till zonen ovan. Inom varje djupzon slumpas nätens



Figur 171. Exempel på nätplacering, där näten placerats ut slumpmässigt i de två översta djupzonerna. Djupzonen under 6 m var för liten för att rymma två nät och ignoreras därför. Sjön betraktas som max 6 m djup och får 4 nät vardera i de två översta zonerna.

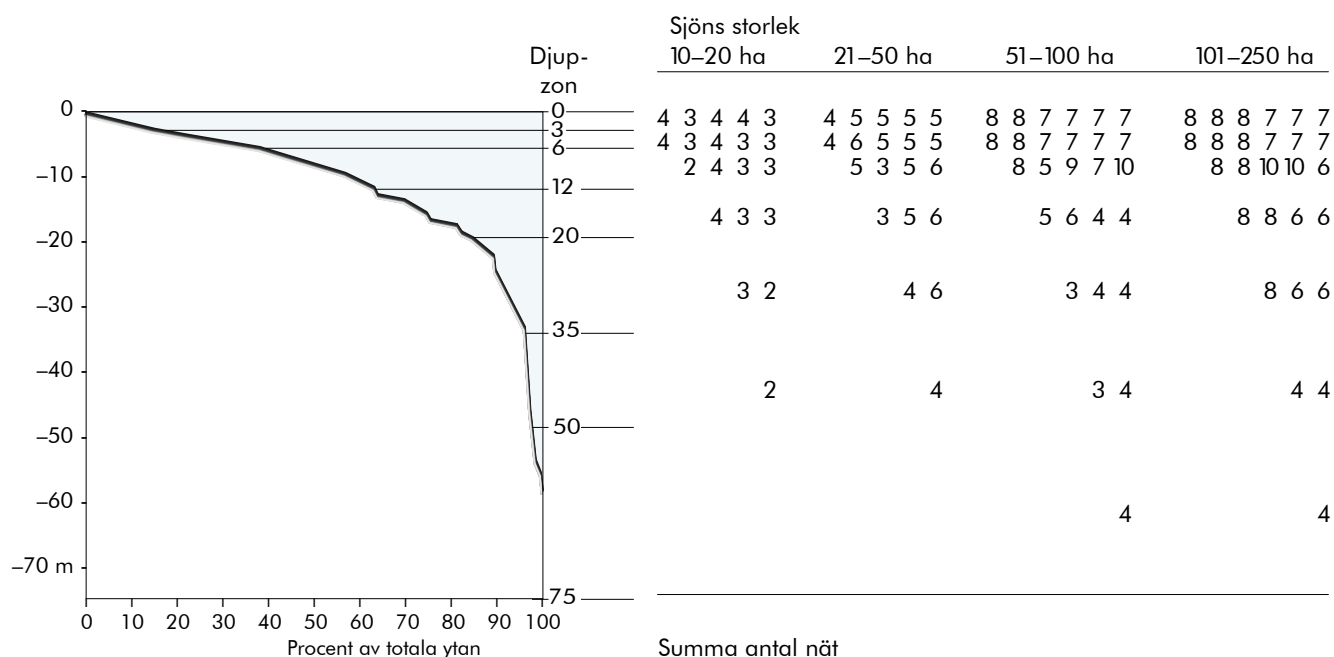
placering ut och näten ska ligga inom zonen. Flytnäten placeras över djupaste delen och 4 flytnät "Norden"/natt och djupzon läggs ut. En djupkarta är till god hjälp vid planeringen. Saknas sådan får en koordinalista slumpas fram, punkterna besöks i tur och ordning för djupmätning och näten läggs tills den djupzonen man befinner sig i blir full. Sedan får punkter som hamnar i fulla djupzoner hoppas över.

Utförande

Näten läggs ut på kvällen ena dagen och tas upp på förmiddagen dagen därpå. Näten ska helst ligga 12 timmar.

Djupet mäts vid början och slutet av varje nät och noteras liksom platsen för nätet. Notera bottenbeskaffenheten.

Siktdjup och temperaturprofil mäts upp. Temperaturen mäts varje meter ner till 25 m eller till botten på djupaste stället.



Figur 172. Indelning av en sjö i djupzoner för fördelning av provfiskesnät. Antalet nät ökar med sjöns storlek men även med sjöns djup, se summan av nät under den nedre linjen. I Fiskeriverkets info 2001:2, "Standardiserad metodik för provfiske i sjöar", varifrån dessa uppgifter är tagna återfinns även nätantal för sjöar mellan 251 och 1000 ha, samt sjöar mellan 1001 och 5000 ha. I sjöar mindre än 10 ha används 4 nät.

Alla fiskar artbestäms och längden mäts från nosen till spetsen på stjärtfenans sammanförda flikar med en millimeters noggrannhet. Fiskarna vägs, men eftersom vikten varierar relativt mycket, bl.a. beroende på om fisken är romstinn eller ej, är en indelning efter längden mest relevant. Den sammanlagda fångsten för varje art i varje nät vägs dock alltid.

Fiskarna kan könsbestämmas och honor, hanar och juvenila redovisas för sig. Även åldern på fiskarna kan bestämmas. För åldersbestämning används alltid i första hand fiskens otoliter, men dessa kan kompletteras med gällock eller fjäll. Prov-fisket redovisas i diagram, där antalet fiskar redovisas i längdklasser.

Antalet fiskar och vikt per art redovisas för varje nätansträngning. Eventuella defekter hos fångad fisk, t.ex. puckelryggar hos abborre, noteras.

Elfiske

I rinnande vatten utförs provfiske med elektrisk ström. Fisken bedövas och kan samlas in med en håv. Sedan fisken mätts och eventuellt vägts, kan den sättas tillbaka i vattendraget. Elfiske sker framför allt för att kontrollera hur leken hos vandrande fisk som lax och havsöring har lyckats. Elfiske kräver speciella tillstånd.

Provfiske efter kräftor

Normalt provfiske efter kräfta utförs med mjärdar i augusti till september. En mjärdnatt per 50 m strandlängd och minst 50 mjärdnätter krävs för ett kvantitativt fiske. 5 mjärdar med 10 meter mellan varje fästs på varje lina.

Inte bara utrustningen utan även betesfisk ska vara desinficerad, t.ex. fryst.

Fångsten och bottenfisk redovisas för varje enskild mjärde. För varje individ redovisas längd, kön, skalömsningsfas, skador och sjukdomar samt eventuellt också könsmognad och vikt.

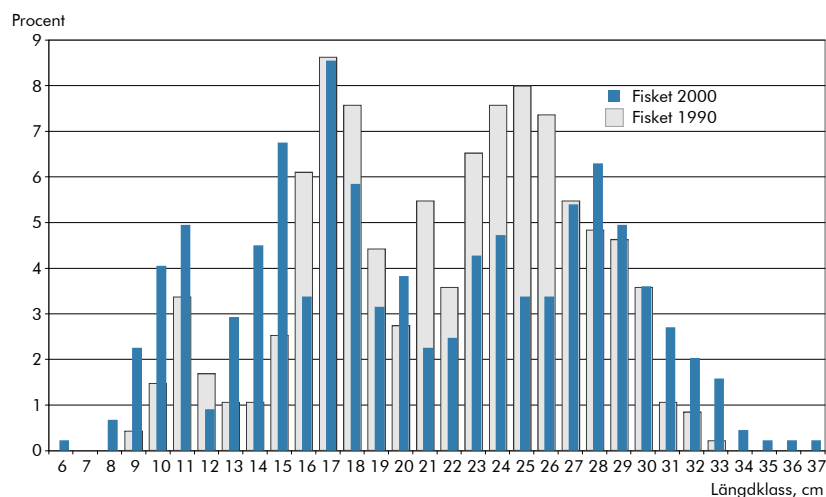
Kustfisk

Övervakningen av förhållanden hos kustens fiskar är inriktad på undersökning av vissa arter, i första hand abborre på ostkusten och tånglake på västkusten. Dessa arter är tillräckligt stationära för att kunna användas i studier av lokal miljöpåverkan. Se vidare på sidan 116, "Fysiologiska hälsoundersökningar på fisk".

Åldersbestämning

För att tolka resultaten kan det ofta behövas en åldersbestämning av fisken. Det gäller bland annat när man analyserat kvicksilver- och miljögiftshalter i fisken. Den bästa åldersbestämningen görs på fiskens otoliter, och för arterna lake, elritsa, stensimpa och ål är detta enda metoden. För abborre, gös, asp, id och sutare kan detta

Längdfördelning i fångst av abborre i Mjörn



Figur 173. Histogram som visar fördelningen av abborrars längd i två provfisken i Mjörn, Västra Götaland. Utifrån histogrammet kan man utläsa beståndets storleksfördelning vid de två tillfällena, årstillväxten i de yngre årgångarna och hur reproduktionen har lyckats de senaste åren.

kompletteras med studier av gällock och för arterna gers, mört, braxen, sarv, sik, siklöja, nors, öring, röding, lax och harr används fjäll. För gädda används Cleithrum-ben och vingben. Cleithrum sitter strax bakom gällocket och vingbenet (metapterygoid) sitter bakom och nedanför ögat i fiskskallen. Ben och gällock ska kokas rena från senor och muskler före analys.

Observera

- För provfiske krävs alltid fiske-rättsägarens tillstånd.
- Innan provfisket påbörjas bör samråd ske med länsstyrelsens fiskeenhet. Här kan man få goda råd om fiskets utförande och fiskeenheten har också uppgifter om fiskevattensägare, äldre data om fiskbestånd och fiske m.m.
- För provfisken krävs tillstånd och avrapportering till lokala etiska nämnden (www.cfn.se).

Tabell 50. Handledningar för vattenundersökningar från "Handbok för miljöövervakning" publicerad på Naturvårdsverkets hemsida www.naturvardsverket.se.

Undersökningstyp	Programområde
Övervakning av kustfisk	Kust och hav
Provfiske i sjöar	Sötvatten
Provfiske efter insjökräfta i sjöar och vattendrag	Sötvatten
Metaller och organiska miljögifter i fisk, sjöar och vattendrag	Sötvatten

Tabell 51. Tillstånd enligt fisk i sjöar. Efter "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

Antal arter ¹	Artdiversitet ²	Biomassa ³	Antal ³	Andel pisc ⁴	Klass	Benämning
³ 10	> 0,65	> 4 000	> 95	> 0,82	1	Mycket hög(t)
6 – 9	0,55 – 0,65	1 800 – 4 000	35 – 95	0,54 – 0,82	2	Hög(t)
3 – 5	0,28 – 0,55	650 – 1 800	13 – 35	0,24 – 0,54	3	Måttligt hög(t)
2	0,11 – 0,28	250 – 650	5 – 13	0,09 – 0,24	4	Låg(t)
≤ 1	≤ 0,11	≤ 250	≤ 5	≤ 0,09	5	Mycket låg(t)

1. Endast fiskarter ursprungliga i Sverige räknas

2. Artdiversiteten beräknas som Shannon-Wieners $H' = [W_{tot} \log_{10}(W_{tot}) - \sum W_i \log_{10}(W_i)] / W_{tot}$, där W_{tot} är total vikt (g) per nästansträngning och W_i är vikt per ansträngning för respektive art. En ansträngning är en natts fiske med ett översiktsnät enligt standardiserad metodik.

3. Biomassa och antal anges i gram respektive antal per nästansträngning

4. Som fiskätande (piscivora) abborrfiskar räknas gös och abborre större än 150 mm längd. Parametern beräknas endast för sjöar där abborre och/eller gös fångas.

Tabell 52. Tillstånd enligt fisk i vattendrag. Efter "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

Antal arter ¹	Biomassa ²	Antal ²	Andel laxfisk ³	Reproduktion av laxfisk ³	Klass	Benämning
³ 5	> 2 200	> 222	1,00	1,00	1	Mycket hög(t)
3 – 4	640 – 2 200	64 – 222	0,90 – 1,00	0,67 – 1,00	2	Hög(t)
2	260 – 640	23 – 64	0,73 – 0,90	0,50 – 0,67	3	Måttligt hög(t)
1	95 – 260	6 – 23	0,16 – 0,73	0,33 – 0,50	4	Låg(t)
0	< 95	< 6	< 0,16	< 0,33	5	Mycket låg(t)

1. Endast fiskarter ursprungliga i Sverige räknas

2. Biomassa (g) och antal anges per 100 m²

3. För lokaler där laxfisk (öring, harr, röding eller lax) förekommer beräknas hur många av de fyra arterna som hade årsungar (rekrytering). Antalet arter med reproduktion divideras med förekommande antal laxfiskarter.

Tabell 53. Tillstånd enligt samlat index för fisk i sjöar och vattendrag. Index beräknas som medelvärde av klassvärden för alla parametrar som ingår. Efter "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

Samlat index sjöar	Samlat index vattendrag	Klass	Benämning
< 2,2	< 2,0	1	Mycket lågt samlat index
2,2 – 2,6	2,0 – 2,5	2	Lågt samlat index
2,6 – 3,4	2,5 – 3,6	3	Måttligt högt samlat index
3,4 – 4,2	3,6 – 4,0	4	Högt samlat index
> 4,2	> 4,0	5	Mycket högt samlat index

Tabell 54. Avvikelse från jämförvärde i sjöar under 500 m.ö.h. som kan antas hysa eller ha hyst fisk. Efter "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

Uppmätt värde/jämförvärde				Klass	Benämning
Antal arter ¹	Artdiversitet ¹	Biomassa ¹	Antal ¹		
> 0,8	> 1,00	0,65 – 1,5	0,60 – 1,4	1	Ingen eller obet. avv.
0,62 – 0,80	0,83 – 1,00	0,45 – 0,65 eller 1,50 – 2,15	0,37 – 0,60 eller 1,40 – 2,15	2	Liten avvikelse
0,42 – 0,62	0,60 – 0,83	0,28 – 0,45 eller 2,15 – 2,70	0,22 – 0,37 eller 2,15 – 2,80	3	Tydlig avvikelse
0,32 – 0,42	0,38 – 0,60	0,10 – 0,28 eller 2,70 – 3,40	0,10 – 0,22 eller 2,80 – 3,50	4	Stor avvikelse
≤ 0,32	≤ 0,38	< 0,10 eller > 3,40	< 0,10 eller > 3,50	5	Mycket stor avvikelse

1. Avvikelsen beräknas som kvoten mellan uppmätt värde och jämförvärdet. Jämförvärdet bestäms från tabell 56.

Tabell 55. Avvikelse från jämförvärde i sjöar under 500 m.ö.h. som kan antas hysa eller ha hyst fisk. Efter "Bedömningsgrunder för miljökvallitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

Andel pisc. ¹	Uppmätt värde/jämförvärde		Klass	Benämning
	Andel mörtfiskar ¹	Andel försurningskänsliga arter och stadier ²		
1,00	1,00	a)	1	Ingen eller obetydlig avv.
0,65 – 1,00	1,00 – 1,28		2	Liten avvikelse
0,40 – 0,65	1,28 – 1,67	b)	3	Tydlig avvikelse
0,23 – 0,40	1,67 – 1,89		4	Stor avvikelse
< 0,23	> 1,89	c)	5	Mycket stor avvikelse

Andel tåliga arter ³	Andel främmande arter ⁴	Samlat index ⁵		
< 0,10	0	< 1,7	1	Ingen eller obetydlig avv.
0,10 – 0,25	0 – 0,10	1,7 – 2,1	2	Liten avvikelse
0,25 – 0,50	0,10 – 0,20	2,1 – 2,6	3	Tydlig avvikelse
0,50 – 1,00	0,20 – 0,50	2,6 – 3,0	4	Stor avvikelse
1,00	> 0,50	> 3,0	5	Mycket stor avvikelse

1. Avvikelsen beräknas som kvoten mellan uppmätt värde och jämförvärdet. Jämförvärdet bestäms från tabell 56.

2. a) Förekomst av nissöga eller kräftor eller ungar av mört, elritsa, lake, harr eller röding.

b) Förekomst av abborre, öring, simpa, gers, lake, harr, röding, sik eller siklöja.

c) Arter saknas (har försvunnit) eller endast äldre/större individer av abborre eller gädda förekommer.

3. Beräknas som viktsandel ruda och/eller sutare av den totala fångsten. Parametern används endast i sjöar där någon av arterna fångats.

4. Beräknas som viktsandel fiskarter främmande för Sverige av den totala fångsten.

5. Den sammanvägda bedömningen av avvikelse erhålls genom att beräkna medelvärdet för klassvärdena för alla ingående parametrar (maximalt 9 parametrar).

Tabell 56. Jämförvärde i sjöar under 500 m.ö.h. som kan antas hysa eller ha hyst fisk. Efter "Bedömningsgrunder för miljökvallitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

	0–100 m.ö.h.	101–300 m.ö.h.	< 300 m.ö.h.
Antal fiskarter ¹	$J = 2,44 \cdot \text{Sjöarea}^{0,233}$	$J = 2,07 \cdot \text{Sjöarea}^{0,218}$	$J = 1,68 \cdot \text{Sjöarea}^{0,171}$
Vikt per ansträngning ²	$J = 3981 \cdot \text{Maxdjup}^{-0,383}$	$J = 2511 \cdot \text{Maxdjup}^{-0,383}$	$J = 1995 \cdot \text{Maxdjup}^{-0,383}$
Antal per ansträngning ²	$J = 77,0 - 35,6 \cdot \log_{10}(\text{maxdjup})$	$J = 36,0 - 13,1 \cdot \log_{10}(\text{maxdjup})$	$J = 19,8 - 6,1 \cdot \log_{10}(\text{maxdjup})$
Artdiversitet ³	$J = -0,0414 + 0,331 \cdot \ln(\text{antal fiskarter})$		
Andel piscivora (fiskätande) abborrfiskar ⁴	$J = 0,481 - 0,0000615 \cdot (\text{totalvikt/ansträngningar})$		
Andel mörtfiskar ⁵	$J = 0,283 + 0,0000694 \cdot (\text{totalvikt/ansträngningar})$		

1. Endast fiskarter ursprungliga i Sverige räknas. Sjöarea anges i ha.

2. Biomassa och antal anges i gram respektive antal per nätansträngning. En ansträngning är en natts fiske med ett översiktsnät enligt standardiserad metodik. Djup anges i m.

3. Artdiversiteten beräknas som Shannon-Wieners $H' = [W_{\text{tot}} \log_{10}(W_{\text{tot}}) - \sum W_i \log_{10}(W_i)] / W_{\text{tot}}$, där W_{tot} är total vikt (g) per nätansträngning och W_i är vikt per ansträngning för respektive art.

4. Som fiskätande (piscivora) abborrfiskar räknas gös och abborre större än 150 mm längd. Parametern beräknas endast för sjöar där abborre och/eller gös fångas.

5. Som mörtfiskar klassificeras asp, benlöja, björkna, braxen, elritsa, faren, id, mört, ruda, sarv, stäm, sutare och vimma. Parametern beräknas endast för sjöar där mörtfiskar fångas.

Tabell 57. Avvikelse från jämförvärde i vattendrag som kan antas hysa eller ha hyst fisk. Efter "Bedömningsgrunder för miljökvallitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

Uppmätt antal arter ¹ /jämförvärde		Klass	Benämning
³ 0,85		1	Ingen eller obetydlig avvikelse
0,70 – 0,85		2	Liten avvikelse
0,50 – 0,70		3	Tydlig avvikelse
0,35 – 0,50		4	Stor avvikelse
> 0,35		5	Mycket stor avvikelse

Sjöar 0 – 99 m.ö.h.					
Vikt ² /100 m ²	antal ² /100 m ²	lugnt flöde < 0,2 m/s	Andel laxfisk strömmande 0,2 – 0,7 m/s	stråkande/forsande > 0,7 m/s	Klass Benämning
³ 525	³ 1,70	³ 0,77	³ 0,76	³ 0,78	1 Ingen eller obetydlig avv.
350 – 525	1,50 – 1,70	0,53 – 0,77	0,58 – 0,76	0,60 – 0,78	2 Liten avvikelse
225 – 350	1,24 – 1,50	0,23 – 0,53	0,38 – 0,58	0,37 – 0,60	3 Tydlig avvikelse
80 – 225	0,67 – 1,24	0,05 – 0,23	0,17 – 0,38	0,19 – 0,37	4 Stor avvikelse
< 80	< 0,67	< 0,05	< 0,17	< 0,19	5 Mycket stor avvikelse

Sjöar 100 – 299 m.ö.h.					
Vikt ² /100 m ²	antal ² /100 m ²	lugnt flöde < 0,2 m/s	Andel laxfisk strömmande 0,2 – 0,7 m/s	stråkande/forsande > 0,7 m/s	Klass Benämning
³ 250	³ 1,34	³ 0,31	³ 0,62	³ 0,43	1 Ingen eller obetydlig avv.
175 – 250	1,05 – 1,34	0,15 – 0,31	0,34 – 0,62	0,25 – 0,43	2 Liten avvikelse
100 – 175	0,85 – 1,05	0,10 – 0,15	0,15 – 0,34	0,11 – 0,25	3 Tydlig avvikelse
35 – 100	0,34 – 0,85	0,05 – 0,10	0,05 – 0,15	0,05 – 0,11	4 Stor avvikelse
< 35	< 0,34	< 0,05	< 0,05	< 0,05	5 Mycket stor avvikelse

Sjöar 300 – 700 m.ö.h.					
Vikt ² /100 m ²	antal ² /100 m ²	lugnt flöde < 0,2 m/s	Andel laxfisk strömmande 0,2 – 0,7 m/s	stråkande/forsande > 0,7 m/s	Klass Benämning
³ 105	³ 0,98	³ 0,86	³ 0,90	³ 0,95	1 Ingen eller obetydlig avv.
75 – 105	0,80 – 0,98	0,54 – 0,86	0,68 – 0,90	0,80 – 0,95	2 Liten avvikelse
45 – 75	0,53 – 0,80	0,16 – 0,54	0,40 – 0,68	0,45 – 0,80	3 Tydlig avvikelse
15 – 45	0,30 – 0,53	0,05 – 0,16	0,14 – 0,40	0,16 – 0,45	4 Stor avvikelse
< 15	< 0,30	< 0,05	< 0,14	< 0,16	5 Mycket stor avvikelse

Sjöar > 700 m.ö.h.					
Vikt ² /100 m ²	antal ² /100 m ²	lugnt flöde < 0,2 m/s	Andel laxfisk strömmande 0,2 – 0,7 m/s	stråkande/forsande > 0,7 m/s	Klass Benämning
³ 65	³ 0,84	³ 0,95	³ 0,99	³ 0,98	1 Ingen eller obetydlig avv.
45 – 65	0,60 – 0,84	0,80 – 0,95	0,90 – 0,99	0,90 – 0,98	2 Liten avvikelse
25 – 45	0,40 – 0,60	0,61 – 0,80	0,88 – 0,90	0,50 – 0,90	3 Tydlig avvikelse
10 – 25	0,30 – 0,40	0,40 – 0,61	0,54 – 0,88	0,25 – 0,50	4 Stor avvikelse
< 10	< 0,30	< 0,40	< 0,54	< 0,25	5 Mycket stor avvikelse

Tabell 57 forts. Avvikelse från jämförvärde i vattendrag som kan antas hysa eller ha hyst fisk. Efter "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

Reproduktion av laxfisk ³	Förekomst av försurningskänsliga arter och stadier ⁴	Andel främmande arter ⁵	Samlat index ⁶	Klass	Benämning
1,00	a)	0	< 2,8	1	Ingen eller obetydlig avvikelse
0,67 – 1,00	b)	0 – 0,01	2,8 – 3,3	2	Liten avvikelse
0,50 – 0,67	c)	0,01 – 0,02	3,3 – 4,5	3	Tydlig avvikelse
0,33 – 0,50	d)	0,02 – 0,05	4,5 – 4,9	4	Stor avvikelse
< 0,33	e)	> 0,05	³ 4,9	5	Mycket stor avvikelse

1. Endast fiskarter ursprungliga i Sverige inkluderas. Jämförvärdet (J) beräknas enligt följande:

$J = 1,19 + 0,71 \cdot [\text{Log}_{10}(\text{Bredd})] + 0,419 \cdot [\text{Avrömr}] + 0,142 \cdot [\text{Andel sjö}] - 0,0019 \cdot [\text{H ö h}]$ med användande av nedanstående klassvärden för avrinningsområden och andel sjö. Bredd och höjd anges i m.

Klass	Avrinningsområde	Andelen sjö av avr.området uppströms
1	< 10 km ²	< 1 %
2	< 100 km ²	< 5 %
3	< 1000 km ²	< 10 %
4	> 1000 km ²	> 10 %

Avvikelsen beräknas sedan som kvoten mellan uppmätt värde och Jämförvärdet.

2. Biomassa (g) och antal anges per 100 m².

3. För lokaler där laxfisk förekommer (öring, harr, röding, lax) beräknas hur många av de fyra arterna som hade årsungar (rekrytering). Antalet arter med reproduktion divideras med förekommande antal laxfiskarter.

4. Förekomst av försurningskänsliga arter och stadier:

- Hög täthet av årsungar av öring och/eller förekomst av årsungar av lax, mört eller elritsa.
- Förekomst av cyprinider, sandkrypare, grönling, nissöga, mal eller kräftor och/eller förekomst av årsungar av lake, harr eller röding.
- Förekomst av simpor, gers, lake, harr, röding, sik, siklöja, lax eller ål och/eller förekomst av årsungar av öring eller abborre.
- Enbart förekomst av abborre, gädda eller äldre öring (äldre än årsungar).
- Avsaknad av arter.

5. Beräknas som viktsandel fiskarter främmande för Sverige av den totala fångsten.

6. Den sammanvägda bedömningen av avvikelse erhålls genom att beräkna medelvärdet för klassvärdena för alla ingående parametrar (maximalt 7 parametrar).

Bakterier och mikrosvampar

Vatten kan innehålla många olika slag av bakterier, både ofarliga och patogena (= sjukdomsalstrande). Att i detta myller hitta de patogena bakterierna är en komplicerad och omständlig procedur, om man inte just söker en eller ett par bakterietyper, som man misstänker kan förekomma i det vatten man är intresserad av. Emellertid förekommer de patogena bakterierna oftast i samband med fekal förorening. Man kan därför i stället mäta mängden kolibakterier (eg. *Escherichia coli*, den vanligaste tarmbakterien hos varmblodiga djur) med ganska enkla analysmetoder. Visar analysen en hög koncentration av kolibakterier, vet man att en fekal förorening föreligger och att då även patogena bakterier kan förekomma. Påvisad förekomst av sannolika *Escherichia coli* indikerar förekomst av fekalier i vattnet, medan förekomst av coliforma (*E.coli*-liknande) bakterier kan indikera fekalier, men dessas ursprung kan också vara andra källor än fekalier, t.ex. jord och processavloppsvatten från pappersbruk.

Utförande

Numera är även membranfiltermetoden, parallellt med den äldre och omständligare rörmetoden, anvisad av Livsmedelsverket för att bestämma antalet kolibakterier i olika typer av vatten (Svensk Standard SS 02 81 65–2 och 02 81 67). Membranfiltermetoden är lättare att anpassa för fältbruk. Dock innebär denna metod vissa begränsningar. (Se metodanvisningarna i standarden och Naturvårdsverkets "Metodhandbok Vatten".)

Hur själva provtagningen ska utföras är beskrivet i en annan Svensk Standard (SS 02 81 63–2).

Vid membranfiltrering uppsamlas de bakterier som finns i ett vattenprov på ytan av ett membran genom sugfiltrering (se figur 170). Membranets porvidd ska vara sådan att de bakterier man önskar studera inte kan passera.

Efter filtrering överförs membranet till ett näringssubstrat. Från detta diffunderar näringsämnen upp genom membranet och förser bakterierna på ytan med näring för tillväxt.

Genom att välja näringssubstrat, indikatorreagens och odlingsbetingelser kan de organismer räknas som inom en given tid ger upphov till en viss bestämd reaktion på substratet.

Observera

Bakteriekoncentrationen i ett vatten är beroende av det förorenade vattnets uppehållstid, transporttid och innehåll av tillväxthämmande eller tillväxstimulerande

substanser. Bakterier i grundvatten kan vara adsorberade till jordpartiklar.

En liknande metod syftar till att mäta *fekala streptokocker* (SS 02 81 79). Metoden kan i vissa fall rekommenderas för vatten med lång uppehållstid, t.ex. grundvatten och, tillsammans med *E.coli*-test, för kontroll av marina strandbad. Metoden är i princip densamma som för *Escherichia coli*.

Membranfiltermetoden är inte lämplig för vatten med hög koncentration av partiklar i synlig eller kolloidal form, liksom ej heller för vatten innehållande tillväxthämmande substanser, som kan stanna på filtret. Den bör inte heller användas för vatten som ger hög bakgrundsväxt av andra än coliforma bakterier, eftersom detta stör bestämningen. I sådana fall hänvisas till rörmetoden MPN (SS 02 81 64).

Ytterligare en standardiserad metod är bestämning av *Pseudomonas aeruginosa* i vatten (SS 02 81 96). Metodiken bygger på rörmetoden MPN och är tillämpbar på dricks- och badvatten. *Pseudomonas* förekommer allmänt och kan förorsaka infektioner i samband med bad.

Mikrosvampar i dricksvatten är ibland ett stort och svårbekämpat problem, särskilt i kommunala distributionsnät med lång uppehållstid. De kan ge upphov till hudirritationer, lukt- och smakproblem m.m.

Bestämning av mikrosvampar i vatten (SS 02 81 92)

Mätprincipen är membranfiltrering (SS 02 81 65–2)

Pelagiala¹ bakterier

Syftet med att mäta förekomst och produktion av pelagiala bakterier (gruppen heterotrofa) i havsvatten är främst att upptäcka onaturlig gödning av havsmiljön. Metoden ger ett mått på den biologiska syreförbrukningen in situ (på plats, jmf. biologisk syreförbrukning, BOD₇).

Undersökningstypen kan användas både lokalt i recipienter och i stor skala. Bakterievärdevariabler kan också bidra till övervakning av klimatförändringar och UV-strålning. Miljögifter, främst tungmetaller, förväntas påverka bakterievärdevariablerna negativt.

Målet är att upptäcka skillnader och förändringar i bakterieproduktion, stående bakteriebiomassa och dess omsättningshastighet (produktion/biomassa, P/B-kvot). Dessutom är ambitionen att skilja klimatologiskt eller andra naturligt betingade variationer från antropogena.

Databasvärd i Sverige är Umeå Marina Forskningscentrum, UMF. www.umf.umu.se

¹ Pelagialen=den fria vattenmassan. Pelagiala bakterier lever hela sitt liv i fritt vatten.

Tabell 58. Handledningar för vattenundersökningar från "Handbok för miljöövervakning", publicerad på Naturvårdsverkets hemsida www.naturvardsverket.se.

Undersökningstyp	Programområde
Pelagiala bakterier	Kust och hav

Tabell 59. Utdrag ur "Statens livsmedelsverks föreskrifter om dricksvatten", SLV FS 2001:30. Underlag för bedömning av dricksvatten efter mikrobiologisk undersökning.

Mikroorganism	Otjänligt			Tjänligt m.anmärkning		
	Utgående	Hos användare	Förpackat	Utgående	Hos användare	Förpackat
Aktinomyceter					100/ml	
Antal mikroorganismer vid 22 °C			100/ml	10/ml	100/ml	
Antal mikroorganismer vid 37 °C			20/ml			
Antal långsamväxande bakterier					5 000/ml	
<i>Clostridium perfringens</i>					Påvisad	Påvisad
<i>Escherichia coli</i>	Påvisad	Påvisad	Påvisad			
Enterokocker	Påvisad	Påvisad	Påvisad			
Koliforma bakterier	10/100 ml	10/100 ml	10/250 ml	Påvisad	Påvisad	Påvisad
Mikrosvampar					100/100 ml	
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>			Påvisad			

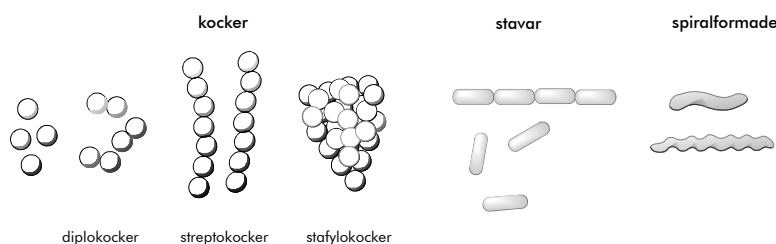
E. coli indikerar att dricksvattnet förorenats med avloppsvatten (fekalier), vilket innebär risk för förekomst av patogena organismer. Analysen utförs på minst 100 ml prov.

Koliforma bakterier kan indikera fekal och/eller annan förorening som kan innebära hälsorisk.

Förekomst av mikrosvamp och aktinomyceter korreleras bl.a. till problem med lukt och smak. Vid problem bör även halter mellan 35 och 100 CFU/100 ml föranleda åtgärd.

Tabell 60. Bedömning av bakteriehalten i badvatten för strandbad enligt Naturvårdsverkets "Strandbad – Vattenkvalitet och kontroll", Allmänna Råd 89:4.

	Tjänligt	Tjänligt med anmärkning	Otjänligt
Presumptiva <i>E. coli</i> /100 ml	< 100	100 – 1 000	> 1 000
Presumptiva fekala streptokocker/100 ml	< 30	30 – 300	> 300
Koliforma bakterier 35 °C/100 ml		< 1 000	



Figur 174. Några vanliga bakterietyper. Bakterier är picoplankton i storleksfraktionen 0,2–2 µm.

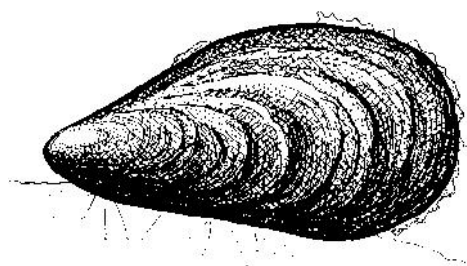
Några miljöindikatorer

Arters försvinnande och tillkomst i ett ekosystem beror många gånger på att livsbetingelserna har förändrats. Om man känner till vilka krav arterna ställer på sin miljö, kan man tolka tillståndet i vattenområdet genom att studera vissa indikatorarter. Ibland nöjer man sig med att bedöma påverkan på det biologiska livet utifrån specifikt känsliga arter, s.k. indikatorarter eller miljöindikatorer. (Ordet "bioindikatorer" används ofta i detta sammanhang, men det syftar ibland mer specifikt på arter som kan användas för att bedöma biologiskt upptag av föroreningar.) Experter på olika organismgrupper har utarbetat index som baseras på förekomst av olika arter för att beskriva graden av påverkan. Sådana finns t.ex. för föroreningskador på småkrypen i vattendrag.

Sötvatten

Indikatorväxter som visar på eutrofiering i sötvatten är bl.a. släktena *Typha* (kavel-dun), *Lemna* (andmat) och *Elodea* (vattenpest). Även täta bestånd av storsvuxen bladvass, *Phragmites communis*, visar på övergödning. Växtplankton är också användbara som karaktärs- och indikatorarter. Dessa beskrivs i "Tusen sjöar – Växtplanktons miljökrav".

Även en icke-specialist kan lära sig att identifiera en del av förorenings skador genom att söka efter indikatorarter. Man ska dock komma ihåg att en mängd faktorer påverkar en arts förekomst; rätt livsmiljö, spridningsmöjligheter, förekomst av predatorer m.m., m.m. Därför kan aldrig avsaknaden av en art på en plats tas som ett säkert tecken på påverkan. Tillsam-



Figur 176. Blåmusslan är en bra "miljöövervakare", då den filtrerar mycket vatten och tar upp det mesta från vattnet, inklusive föroreningar. Musslans viktigaste föda utgörs av växtplankton, 0,003–0,05 mm stora. En vuxen mussla kan filtrera upp till 6 liter vatten varje timma. I ett område med stora musselbestånd, t.ex. i en fjord, kan därigenom musslorna filtrera en stor del av fjordens volym varje dag!

mans med andra tecken kan det dock ge en mer eller mindre stark indikation. Stor förekomst av knipor och virvelbaggar på sjöytan kan visa att fisken försvunnit, vitmossa på sjöbotten visar att vattnets pH är lågt, vissa kiselalger är bra pH-indikatorer etc.

Musselskal kan användas för att göra historiska analyser av både förorenings- och eutrofieringsförlopp.

Havsvatten

I HAV '90, Naturvårdsverkets aktionsprogram mot havsföroreningar, specificeras fyra marina miljöproblem – eutrofiering, stabila organiska ämnen, tungmetaller och olja. Tyvärr finns det ingen "universalorganism" för indikation av miljöförändringar i havet. Däremot finns många arter som reagerar speciellt på olika typer av förändringar.

Redan en liten koncentrationsökning av kväve och fosfor (eutrofiering) kan ge en kraftigt ökad produktion av organiskt material, i första hand av växtplankton och ettåriga fintrådiga alger, t.ex. grönslick (*Cladophora glomerata*). Ökad förekomst av denna är därför en utmärkt indikator på eutrofierande utsläpp. Även släktet *Enteromorpha* (tarmtång) i massförekomst är en mycket god indikator.

Det är svårt att direkt peka ut hotade arter bland växter och lägre djur i havet. Helt klart är dock att övergödningen av haven runt Sverige har utarmat både flora och fauna. Ett tydligt exempel på störning av systemet är tillbakagången av de stora fleråriga brunalgerna (*Fucus*). Brunalgerna har en mycket viktig roll i havet som gömställe för små djur. När brunalgerna försvinner ersätts de av de fintrådiga algerna, vilka inte på långt när kan erbjuda samma goda livsrum åt andra organismer.

Studier av bottenfaunan kan ge en uppfattning om de genomsnittliga miljöförhållandena under en längre period. Dessutom är bottenlevande organismer ofta stationära, vilket ger möjlighet att studera föroreningsgradienter t.ex. från en instängd vik ut mot öppna havet. Man har funnit att de största förändringarna på hårda bottenar sker från ytan och ner till 5 m djup. I "Bedömningsgrunder för Miljö kvalitet – Kust och Hav" (Naturvårdsverket



Figur 175. Fintrådiga alger som denna grönslick expanderar när näringstillgången ökar.

1999) finns tillståndsklassning av Västerhavets och Östersjöns bentiska system baserad på observationer av arters utbredning och biomassa.

Den (hittills) mest dramatiska yttningen av havets övergödning var blomningen av algen *Chrysochromulina polylepis*, som slog ut det mesta av bottenfaunan längs svenska västkusten i maj 1988. Återkoloniseringen påbörjades genast, i första hand av tåliga arter som havsborstmaskar och blåmusslor. Kraftiga dinoflagellatblomningar av bl.a. släktet *Ceratium* har verksamt bidragit till syrgasbrist och åtföljande bottendöd på många platser längs västkusten.

I Östersjön kan blomning av kvävefixerande blågrönalger (cyanobakterier), särskilt släktena *Nodularia* och *Aphanizomenon*, ge upphov till väldiga sjok på vattenytan, som ofta är tusentals m² stora och ibland hundratals km².

Musslor har visat sig vara speciellt bra "miljöövervakare". De livnar sig genom att ständigt filtrera vatten. De har en snabb energiomsättning och tar effektivt upp det mesta som finns i vattnet, inklusive föroreningar. I musslans mjukdelar kan man analysera halten av olika föroreningar. Skalets årsringar ger upplysning om musslans ålder. Även skalets yta kan säga en hel del om miljöförändringar. Ett tunt sönderfrätt skal tyder på negativ miljöpåverkan. I "Musselwatch"-program över hela världen

Tabell 61. Växtplanktonarter som orsakat dokumenterade skador i svenska havsområden.

<i>Alexandrium tamarense</i>	PSP	Skagerrak
<i>Ceratium furca</i>	syrgasbrist, död bottenfauna	Laholmsbukten
<i>Ceratium fusus</i>	syrgasbrist, död bottenfauna	Laholmsbukten
<i>Ceratium longipes</i>	syrgasbrist, död bottenfauna	Laholmsbukten
<i>Ceratium tripos</i>	syrgasbrist, död bottenfauna	Laholmsbukten
<i>Chrysochromulina polylepis</i>	skador på flora och fauna	Skagerrak, Kattegatt
<i>Dichtyocha speculum</i>	fiskdöd	Kattegatt
<i>Dinophysis acuminata</i>	DSP	Skagerrak
<i>Dinophysis acuta</i>	DSP	Skagerrak
<i>Dinophysis norwegica</i>	DSP	Skagerrak
<i>Gyrodinium aureolum</i>	fiskdöd	Skagerrak
<i>Nodularia spumigena</i>	husdjursdöd	Östersjön
<i>Prymnesium parvum</i>	fiskdöd	Stockholms skärgård

PSP=Paralytic Shellfish Poisoning, DSP=Diarrheic Shellfish Poisoning

används blåmusslor (*Mytilus edulis*) för att testa innehållet av föroreningar i avloppsutsläpp. I havsmiljön är islands-musslan (*Cyprina islandica*) användbar som "miljökemiskt arkiv", eftersom den kan bli upp till 200 år gammal.

Fiskar befinner sig högt upp i den marina näringskedjan och de kan därför ge komprimerad information om klimatförändringar och miljöpåverkan i ett område. Speciellt kan sjukdomar och vissa parasiter hos fisk användas som ett tidigt varningssystem för vattenföroreningar. Miss-tankar har framförts om att tungmetallutsläpp kan ha medverkat till att frekvensen av fisksjukdomar i Östersjön har ökat på senare år. Detta finns redovisat i ord och bild i Naturvårdsverkets publikation "Fisksjukdomar i kustvatten".

Fångsterna av fisk i Skagerrak och Kattegatt är normalt dubbelt så stora per ytenhet som fångsterna i Östersjön. Den vilda laxen (*Salmo salar*) i Östersjön har minskat dramatiskt på grund av utfiskning, minskad tillgång på lekogrunden och M74-sjukan. Även torsken har minskat påtagligt. Torsk (*Gadus morhua*) kräver salthalter högre än 10–11 för sin fortplantning. Vid lägre salthalter sjunker torskrommen och begravs i syrgasfritt vatten eller i sedimenten. Ökad utbredning av sva-velväte i bottenvatten med tillräcklig salt-halt leder till att de områden där torskrommen kan överleva stadigt krymper, utom efter perioder med större saltvatteninflöden i Östersjön.

För att få en uppfattning om förekomsten av fisk i ett begränsat område, kan man lägga ut ett s.k. översiktsnät med olika storlekar på maskorna i samma nät. Se även sidan 104. De vanligaste arterna i grunda havsvikar är rödspotta (*Pleuronectes platessa*), skrubbor (*Platichthys flesus*), simpor (*Myoxocephalus* m.fl. släkten) i algbältet och berggyltor (*Labrus bergyl-*

ta). Torsk (*Gadus morhua*) och vitling (*Merlangius merlangus*) är säsongsbundna.

Andra metoder för provfiske redovisas i SNV Rapport 3109, del II.

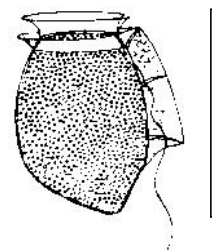
Algtoxiner

När giftiga algbloomingar inträffar i marin miljö påverkas de organismer som livnär sig på alger, t.ex. musslor. Algerna producerar olika typer av gifter (toxiner), t.ex. okadasyra som orsakar DSP (Diarrheic Shellfish Poisoning) eller saxitoxin som orsakar PSP (Paralytic Shellfish Poisoning). Musslor som äter algerna påverkas inte påtagligt av giftet, inte heller fisk som äter musslor. Obemärkt kan de algproducerade gifterna då konsumeras av människor som drabbas av sjukdom, vanligen illamående. När blomningen upphör eller om musslorna flyttas till rent vatten, renas musslorna snabbt. Orsakerna till att giftiga algbloomingar sker är inte klarlagda, men övervakningsprogram för att kunna tala om när man inte bör skörda och äta musslor finns.

Informationscentraler vid länsstyrelserna i Göteborg, Umeå och Stockholm har till uppgift att snabbt nå ut med samlad information om det aktuella läget i havet, t.ex. algbloomingar, syrgasbrist och alggifter i blåmusslor.

Tabell 62.Handledningar för vattenundersökningar från "Handbok för miljöövervakning", publicerad på Naturvårdsverkets hemsida www.naturvardsverket.se.

Undersökningstyp	Programområde
Inventering av häckande kustfågel	Kust och hav

**Figur 177.** *Dinophysis acuta*.

Kustfåglar

Påverkan på fågelbeståndet berör oss människor starkt; till en del därför att fåglar är ett jaktbart vilt, men främst därför att fåglarna är ett mycket viktigt inslag i vår naturupplevelse. Vi har även i flera internationella överenskommelser åtagit oss att följa fågelbeståndens utveckling. Därför har ett systematiskt inventerande av fågelbeståndet blivit viktigare. Inventeringar kan göras heltäckande eller som linjetaxeringar, vilket ger ett indirekt mått. Normalt behöver inte fågelpopulationerna räknas varje år, då de flesta fågelarterna det rör sig om här blir gamla och föder relativt få ungar.

Kustfåglar räknas med synens hjälp, och ljus- och siktförhållanden liksom inventarens observationsförmåga spelar in på resultatet.

Olika fågelarter är lättast att räkna vid olika tidpunkter och därför görs inventeringar i tre perioder där andfåglar räknas före eller under äggläggningstiden, i andra halvan av april, skäggdopping och sothöna inventeras genom boräkning i andra halvan av maj, och måsfåglar, vadare och alkor räknas i första halvan av juni då de ruvar eller har små ungar.

Tänk på att det är viktigt att notera sidoinformation som datum, tidpunkt, område som inventerats, färdväg och färdriktning samt vem som inventerat.

Toxicitetstester

Toxicitetstester i laboriemiljö utförs för att fastställa ett utsläpps biologiska effekter. Sådana tester kan ge information som det är svårt eller omöjligt att fastställa med recipientundersökningar. Toxicitetstester utförs på specifika arter under noga kontrollerade betingelser. De är användbara för att karaktärisera såväl enskilda ämnens som blandningars miljöfarlighet. De ingår ofta i s.k. *testbatterier*. Detta innebär att batteriet sätts samman av ett flertal tester med olika organismgrupper, som t.ex. alger, kräftdjur och fiskar. Naturvårdsverket rekommenderar att sådana används i kombination med kemiska analyser vid *karaktärisering av industriella utsläpp*, KIU. (Se Naturvårdsverkets Allmänna Råd 89:5.)

Resultaten anges i något av följande mått:

- ◆ **LC50** Letal koncentration av ett ämne eller avloppsvatten som dödar 50 procent av testorganismerna under vanligen 24, 48 eller 96 timmar.
- ◆ **EC50** Den koncentration av en testsubstans som resulterar i en specificerad effekt hos 50 procent av testorganismerna.
- ◆ **NOEC** Högsta koncentration av ett ämne som inte ger observerbara effekter i ett givet biologiskt system.
- ◆ **LOEC** Lägsta koncentration av ett ämne som ger observerbara effekter i ett givet biologiskt system.

En del metoder är standardiserade enligt ISO (International Standard Organisation) eller SIS (Standardiseringen i Sverige). Andra är beskrivna av Naturvårdsverket i dess Rapportserie.

I Naturvårdsverkets "Metodhandbok Vatten" (1993) är metodernas informationsvärde och status noggrant beskrivna.

Biotester på organismer för att avgöra toxicitet kräver ofta en omfattande specialutrustning och hög kompetens inom det ekotoxikologiska området.

Testorganismer

En av de mer kända metoderna för test av toxiska ämnen i sötvatten (såväl avloppsvatten som naturvatten) är bestämning av rörlighets-hämning hos *Daphnia magna*, som är ett litet kräftdjur. Metoden går i korthet ut på att fastställa den koncentration av ett visst ämne eller utsläpp i vatten vid vilken 50 procent av till provet tillsatta daphnier blir helt orörliga efter 24 eller 48 timmar, 24-h LC50 eller 48-h LC50.

Testresultaten erhålls med ovanstående metoder efter relativt lång tid – ett eller flera dygn. En betydligt snabbare metod är *Microtox*-metoden. Det är en vanlig metod som

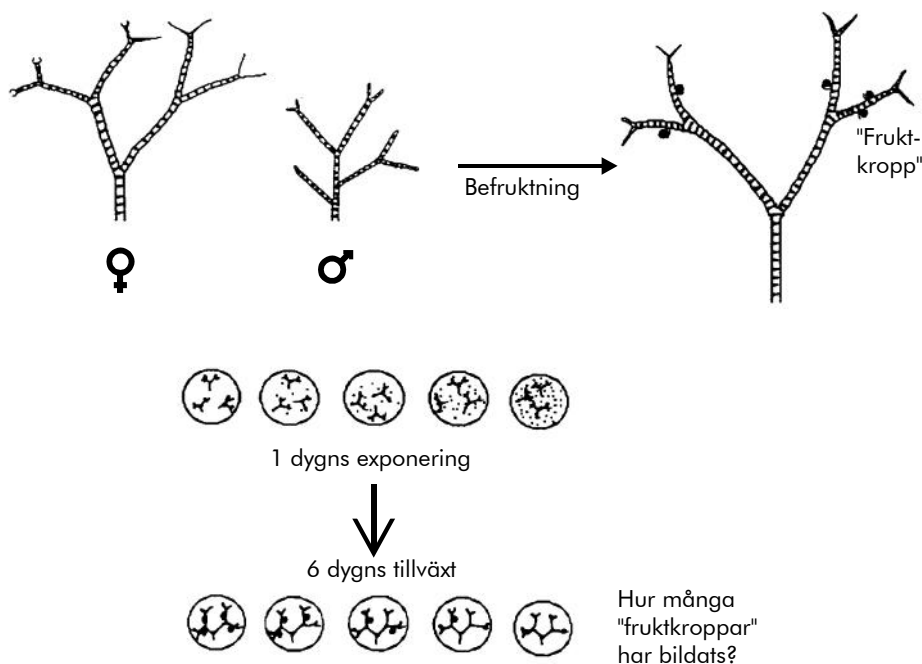
bygger på den luminiserande marina bakterien *Vibrio fischeri* (tidigare namn: *Photobacterium phosphoreum*). Bakterien kan köpas frystorkad till en låg kostnad. Metoden mäter ljusproduktionen med hjälp av en fotocell efter 5, 15 och eventuellt 30 minuters exponering av testsubstansen. Se även "Biologisk och kemisk karaktärisering av industriella utsläpp", Naturvårdsverket, Allmänna Råd 89:5.

En annan ny metod, men ännu inte standardiserad, är fortplantningstest med den marina rödalgen *Ceramium strictum*. Metoden är intressant därför att algen är vanlig och att det ännu inte finns någon standardiserad metod för makroalger. Dessutom mäts effekter på en känslig funktion, nämligen reproduktionen.

Metoden bygger på exponering av han- och honplantor i testmediet. Ju giftigare vattenlösningen är, desto sämre blir förutsättningarna för befruktning och därmed bildning av cystokarper (fruktkroppar).

Ekologisk relevans

Testresultat erhållna under laborativa förhållanden bör bedömas utifrån sin ekologiska relevans.



Figur 178. Reproduktionstest med makroalgen *Ceramium strictum*.



Figur 179. *Daphnia magna* Straus. Ett litet (0,2–6 mm) kräftdjur som används i rörlighetsbestämningstest enligt SS 02 81 80.

Detta innebär att tester och testresultat bedöms utifrån deras användbarhet vid förutsägelse av ekologiska effekter i den aktuella recipienten.

Testorganismer (specialodlade under kontrollerade former) kan bl.a. köpas från Institutet för Tillämpad Miljöforskning, ITM vid Stockholms universitet, 106 91 Stockholm.

Observera att användning av vissa försöksdjur kan kräva tillstånd enligt djurskyddslagen och andra förordningar.

En fältmetod

De flesta toxikologiska undersökningar görs på laboratorier, men en metod bygger på undersökningar in situ (på plats). Det är honor av det lilla kräftdjuret vitmärla (*Monoporeia affinis*) som kan användas för att studera långsiktiga förändringar i framför allt Bottenviken och Östersjön. Provtas med sedimentprovtagare på ackumulationsbottnar.

Metoden går främst ut på att studera de ägg som honan bär med sig från befruktningen i november till kläckningen i februari. Variabler som studeras är antal ägg per hona, embryots utvecklingsgrad, döda ägg och äggsamlingar, parasitförekomst och andra angrepp och sjukdomar.

I samband med provtagningen mäts syrgaskoncentrationen i bottenvattnet, samt redoxpotential och sulfidkoncentration i sedimenten m.m.

Tabell 63. Toxicitetstester i Svensk Standard.

Bestämning av rörlighetshämning hos *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea) (SS 02 81 80)

Bestämning av akut toxicitet för sötvattenfisk – semistatisk metod (avser främst sebrafisk) (SS–EN ISO 7346–2)

Bestämning av toxicitet för embryoner och yngel av sötvattenfisk – semistatisk metod (SS 02 81 93)

Bestämning av akut toxicitet av kemiska produkter och avloppsvatten för saltvattenfisk (storspigg och torsk) (SS 02 81 89)

Bestämning av toxicitet av kemiska produkter och avloppsvatten med kräftdjuret *Nitocra spinipes* (Boeck) – statisk metod, akut toxicitet (SS 02 81 06)

Bestämning av tillväxthämning för sötvattenalger med *Scenedesmus subspicatus* och *Selenastrum capricornutum* (SS–EN 28 692)

Bestämning av tillväxthämning (7 dygn) hos flytbladsväxten *Lemna minor*, andmat (SS 02 82 13)

Semistatisk metod innebär att vattnet i testkärlen byts med jämna intervall under försöket. Statisk metod innebär att vattnet inte byts under försöket.

Tabell 64. Icke standardiserade toxicitetsmetoder.

Bestämning av avloppsvattens och kemikaliers akuta toxicitet gentemot kräftdjuret *Ceriodaphnia dubia* (Richard) – statisk metod (SNV Rapport 4035)

Bestämning av akut toxicitet i bräckt vatten av kemiska produkter och avloppsvatten för löja, *Alburnus alburnus* – statisk metod (SNV Rapport 3994)

Microtoxmetoden, Microtoxmanual 500, Microbics Corp. 2232, Rutherford Rd, Carlsbad CA 92008

Fortplantningstest med den marina rödalgen *Ceramium strictum*, ITM-rapport 40

Tabell 65.Handledningar för vattenundersökningar från "Handbok för miljöövervakning", publicerad på Naturvårdsverkets hemsida www.naturvardsverket.se.

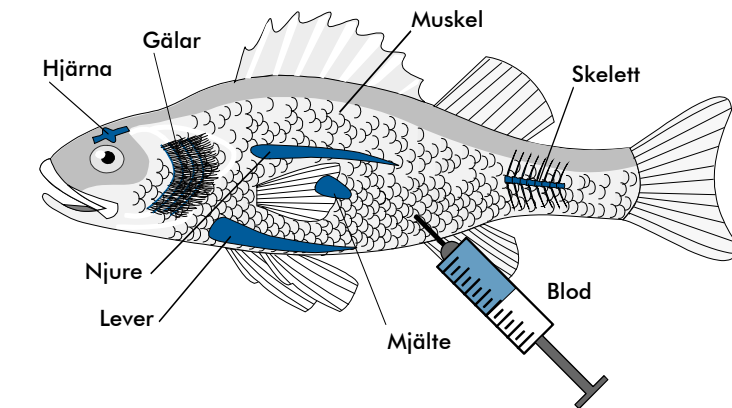
Undersökningstyp	Programområde
Missbildade embryon av <i>Monoporeia affinis</i>	Kust och hav

Fysiologiska hälsoundersökningar på fisk

Under de senaste tre decennierna har biokemiska och fysiologiska variabler använts i Sverige för att påvisa subletala (ej dödliga) effekter av olika toxiska substanser på fisk. Genom dessa ofta känsliga metoder kan allvarliga störningar dokumenteras på ett tidigt stadium. En stor fördel med fysiologiska testmetoder är att de kan tillämpas både i laboratorieförsök, där fiskar exponeras under kontrollerade betingelser för olika miljögifter eller komplexa industriavloppsvatten, och i fältundersökningar på fisk i förorenade recipienter. Fysiologiska metoder har tillämpats i omfattande studier av effekter av metaller på fisk och av utsläpp från skogsindustrier. Sedan 1988 ingår fysiologiska metoder också i ett löpande integrerat fiskmonitoringprogram (tillsammans med provfiskeundersökningar, se sidan 104) inom ramen för det nationella miljöövervakningsprogrammet. Metodiken ingår också i Naturvårdsverkets rekommendationer för vattenrecipientkontroll vid skogsindustrier. Användning av fysiologisk metodik på fisk kräver specialistkompetens och speciell mätutrustning. Vid fältundersökningar används stationära fiskarter, främst abborre och tånglake.

Bland variabler som undersöks kan nämnas:

- ♦ **EROD-aktivitet i lever**
Aktiviteten av ett enzymssystem som omvandlar fettlösliga organiska gifter till vattenlösliga.
- ♦ **DNA-addukter i lever**
DNA-addukter bildas då reaktiva miljögifter eller metaboliter av dessa binder till DNA i cellerna. Detta kan leda till att funktionen hos det genetiska materialet påverkas eller att mutationer uppstår.
- ♦ **Vita blodceller**
Mätning av antalet celler på ett blodutstryk för att se påverkan på fiskens immunförsvar.
- ♦ **Kolhydratmetabolism**
Halten glykogen i lever och muskel ökar om fisken utsätts för klorerade ämnen som t.ex. pentaklorfenol, PCB och DDT eller kadmium och bly. Stresspåverkan från själva provtagningen brukar påvisas genom ökad halt laktat i blodet.
- ♦ **Joner i blodplasma**
Koncentrationerna av oorganiska joner i blodplasman hålls normalt inom snäva ramar. Ökad kaliumkoncentration kan indikera cell- och membranskador. Kalciumkoncentrationen kan påverkas av både tungmetaller (t.ex.



Figur 180. Provtagning av blod och olika kroppsvävnader för analys av biokemiska och fysiologiska variabler hos fisk.

kadmium) och organiska miljögifter (t.ex. PCB). Kloridkoncentrationen minskar vid exponering för ett flertal miljögifter och för komplexa avloppsvatten.

♦ GSI och LSI (se nedan).

Se även "Handbok för miljöövervakning – Kust och hav, Hälsostillstånd hos kustfisk" på Naturvårdsverkets hemsida och "Insamling, preparering och provtagning av fisk för analys av miljögifter" (BIN NR 28).

Gonadstorlek och leverstorlek

I samband med provfiske i olika vattendrag kan två grova, men relativt tillförlitliga, fysiologiska mätvariabler studeras, nämligen gonadstorlek och leverstorlek. Gonaderna brukar bli mindre och levern blir större hos fisk som är utsatta för t.ex. massaindustriavlopp. Eftersom det föreligger årstidsvariationer i dessa variabler, kan undersökningarna endast göras på fiskar som fångas vid samma tidpunkt på året.

Gonad- och leverstorlek anges som gonadsomatiskt index, GSI (= gonadvikten i procent av den somatiska kroppsvikten), respektive leversomatiskt index, LSI (= levervikt i procent av den somatiska kroppsvikten). En undersökning av dessa effektmått kräver tillgång till enklare dissektionsbestick och en våg med möjlighet att väga dessa

inre organ med en noggrannhet av 0,1 gram.

Den somatiska kroppsvikten fås genom vägning av fisken när gonader samt magsäck och tarmar har avlägsnats.

Metodbeskrivning och exempel på tolkningar av resultat ges i Naturvårdsverkets Allmänna Råd 94:2.

Badvattenkvalitet och badvattenprovtagning

Sedan många år har EU-länderna haft särskilda direktiv för strandbad. Dessa har tillämpats sedan 1996 i Sverige. Direktivet föreskriver bl.a. att provtagning av bakteriehalter m.m. ska ske. Resultaten från tidigare års provtagning återfinns på Naturvårdsverkets hemsida (www.naturvardsverket.se), där tabeller för varje län kan hämtas hem. Många kommuner har också redovisning av mätvärden på sina hemsidor.

Första provtagningen för säsongen bör ske cirka två veckor före badsäsongens början. Under badsäsongen ska provtagning ske var fjortonde dag. Avvikelse från denna frekvens kan göras beroende på resultat från tidigare provtagning. Hur och när provtagning ska utföras vid större badplatser (mer än 75–100 badande en normal sommardag) regleras i Naturvårdsverkets föreskrifter om strandbadvatten, SNFS (1996:6), vilka bl.a. återges på verkets hemsida.

Analys ska göras av bl.a. koliforma bakterier och för marina bad även fekala streptokocker. Vattnet bedöms som Tjänligt, Tjänligt med anmärkning eller Otjänligt för bad – beroende på vilka bakteriekoncentrationer som uppmäts.

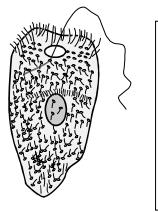
Visuell kontroll av algförekomst, sikt djup, färg, oljebeläggningar, tjärrester och annat främmande material (t.ex. trä, glas eller plast), ytaktiva ämnen och fenol ska också göras i normalfallet. Undantag kan göras i speciella fall, vilket också regleras i ovanstående författningssamling.

Bedömningarna av badvattnets kvalitet bygger främst på bakteriologiska analyser. Dessa analyser är de viktigaste enligt EU:s krav på badvattenprovtagning. I Sverige, där bakterieförorening är ett mindre problem än i många andra EU-länder, kan dock alger påverka badvattenkvaliteten väl så mycket som bakterier.

Algblomningar kan ge upphov till problem som magbesvär, hudreaktioner, huvudvärk m.m. Blågrönalger (cyanobakterier) med släktena *Aphanizomenon* och *Nodularia* förekommer tidvis i mycket stora mängder i Östersjön, vilket ibland orsakar förgiftningsfall.

Massförökning av flagellater som t.ex. *Chrysochromulina polylepis* på västkusten kan också ge upphov till förgiftning och i vissa fall massdöd av andra organismer. Detta kan i sin tur resultera i syrgasbrist, massdöd av bottenorganismer och illaluktande svavelväte.

I humösa sjöar kan en mikroskopisk grönalga, *Gonyostomum semen*, förekomma i stort antal. Denna encelliga alg producerar ett brunt slem, som effektivt kan kletas ner badande. Slemmet kan ge upphov till



Figur 181. *Gonyostomum semen*, en mikroskopisk grönalga som kan orsaka klåda i humösa sjöar.

klåda. Naturvårdsverket ger följande rekommendationer:

- ◆ Undvik att bada i det mest algbemängda vattnet.
- ◆ Låt inte småbarn bada vid kraftig algblomning.
- ◆ Låt inte hundar dricka av algbemängt vatten.

Klåda kan även uppkomma i sötvatten på grund av cercarier, som är en larvform hos sugmaskar. Dessa lever som parasiter omväxlande på en sötvattenssnäcka och fåglar. Cercarierna kan inte tränga igenom människans hud, men de kan efter upprepade kontakter ge upphov till besvärande hudreaktioner. Genom att hålla badplatserna fria från dy och vattenväxter, minimeras denna risk.

Blå Flagg

Blå Flagg är en internationell miljöutmärkelse för hamnar och stränder och finns i 24 länder. Alla stränder som regelbundet tar vattenprover och uppfyller de obligatoriska kriterierna kan erhålla Blå Flagg-utmärkelsen. En Blå Flagg-strand får inte ta någon entréavgift av besökarna. Stränderna ska förutom bra badvatten även ha god service i form av toaletter, livräddningsutrustning och gärna livräddare. I Sverige fanns 2002 drygt 150 badstränder med Blå Flagg.

Tabell 66.Handledningar för badvattenundersökningar från "Handbok för miljöövervakning", publicerad på Naturvårdsverkets hemsida www.naturvardsverket.se.

Undersökningstyp

Vattenkvalitet vid strandbad

Programområde

Kust och Hav, Sötvatten

Bottenfauna

Genom att studera sammansättningen av småkrypfaunan på bottenarna i sjöar, hav och vattendrag kan man relativt lätt få indikationer på eventuell miljöpåverkan. Till skillnad från vattenkemiprovtagning behövs inte provet tas vid den tidpunkt då påverkan sker. Denna fördel visar sig främst i vattendrag där en surstöt under några dagar kan slå ut många arter men helt missas vid den månatliga vattenprovtagningen. Olika arter är känsliga för olika miljöpåverkan och kan användas för att visa på om det t.ex. är försurning eller utsläpp av syrgastärnande ämnen som orsakat skador.

Metodiken i undersökningen blir olika beroende på om det ska göras en inventering av ett område som inte är undersökt tidigare eller om det är en återkommande undersökning i en tidsserie med syfte att följa förändringar över tiden.

Då botten djurens förekomst har en utpräglad årscykel bör undersökningarna göras under den tid på året då man får säkrast resultat. Försurningsskador visar sig bäst i början av april eller två veckor efter islossningen, medan föroreningsbelastning av annan typ blir bäst undersökt på sensommaren.

Beroende på vilken botten man ska undersöka får man ta till olika metoder. På grunda bottenar går man lämpligen

omkring med vadarbyxor och en håv, medan man på djupare mjukbottenar får ta upp provet med en bottenhuggare (se figur 157). Bottenarna delas upp i grupperna:

- ♦ *litoralbotten*, från strandkanten ner till gränsen för rotad vegetation,
- ♦ *sublitoralbotten*, under den rotade vegetationen och ner till språngskiktet, samt
- ♦ *profundalbotten*, under språngskiktet.

Provtagning

Vattendrag

Vid en inventering av ett vattendrag tas 30 provtytor ut på en 50 m lång sträcka som bör innefatta både forsande och lugntflytande vatten. Varje yta bearbetas på en sträcka av en halv meter och det insamlade materialet slås ihop till ett samlingsprov.

Vid en tidsserieundersökning används en tio meter sträcka med högst 1 m vattendjup och en så hög strömhastighet att botten består av grovt grus eller sten. Det bör också vara sådan miljö 40 m uppströms lokalen. Det är en fördel om det dessutom i närheten går att finna en sandbotten och ett vegetationsklätt bottenparti. Områden med berghällar eller alltför stora stenar undviks.

Håll håven mot botten med öppningen mot strömmen och sparka försiktigt omkring bottenmaterialet framför öppningen, så att djur som lossnar förs med strömmen direkt in i håven. Arbeta dig på så sätt sakta uppströms en sträcka av 1 m, vilket bör ta ungefär 1 minut. Fem sådana ansträngningar görs och materialet behandlas var för sig. Ett kvalitativt prov där även strandkanten genomsöks görs också under ca 10 minuter. Även detta behandlas separat. För den förenklade försurningsbedömningen (sidan 120) räcker det med att söka efter sandsländelarver i sanden och snäckor i vegetationen.

Litoralbotten

Mitt på en 50 m lång sträcka av exponerad strand med vegetationsfri stenbotten används 10 m för provtagning för tidsserier. Prov tas ut till 1 meters djup. Vid inventeringar tas trettio prov längs hela strandremsan ut och ner till en och en halv meters djup. I övrigt som för vattendrag.

Sublitoralbotten

Proven tas strax ovan språngskiktet eller mellan fyra och sex meters djup. En fixpunkt väljs och proven tas inom 50 m från denna, dock inom djupgränserna. Fem delprov som behandlas separat ger gott statistiskt underlag.

Profundalbotten

Dessa prover tas inom en radie på 100 meter från sjöns djupaste punkt, dock får det inte ha grundats upp mer än 20 procent av maximalt djup. Fem delprov tas, vilka behandlas separat.

Mjukbottenar vid kust och hav

Prover tas här med en större huggare (van Veen) och djupen blir stör-



Figur 182. Sparkprovtagning av bottenfauna.

re, vilket kräver större båt. Botten-typerna blir fler, här tas både ovan och under temperatursprångskiktet, men även under saltsprångskiktet. Dessutom bör erosions-, transport- och ackumulationsbottenar återspeglas i urvalet av provpunkter.

Provtagningsplatsen

Platsen för provtagning måste noteras. Koordinater tas ut med en GPS-mottagare eller på kartan. På sjö eller hav kan också bäringar tas ut med en syftkompass. Provpunkter i vattendrag märks ut med sprayfärg och en skiss ritas.

Utplockning av djuren

Många av dessa djur är mycket små, och hur små de får vara beror på vilken undersökning som ska göras. Sällens maskvidd ska för tidsserieundersökningar i sjöars litoral och vattendrag vara 0,5 mm, medan vidden vid inventeringar ska vara 1 mm. Prover från sublitoral- och profundalbotten ska sorteras i 0,5 mm såll. I kust- och havsvatten delas fångsten upp i makrofauna, vilken fastnar i 1 mm såll, och meiofauna som passerar detta såll men fastnar i ett 40 µm såll. Håvarna töms i ljusa stora

Tabell 67. Handledningar för bottenfaunaundersökningar från "Handbok för miljöövervakning", publicerad på Naturvårdsverkets hemsida www.naturvardsverket.se.

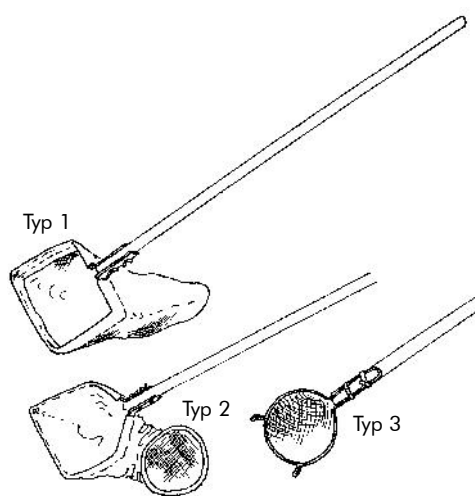
Undersökningstyp	Programområde
Bottenfauna i sjöars litoral och i vattendrag – inventering	Sötvatten
Bottenfauna i sjöars litoral och i vattendrag – tidsserier	Sötvatten
Bottenfauna i sjöars profundal och sublitoral	Sötvatten
Mjukbottenfauna, trend- och områdesövervakning	Kust och Hav
Mjukbottenfauna, kartering	Kust och Hav

plastvannor med lite vatten och djuren plockas med skedar, mjuka pincetter och pipetter med stora öppningar och läggs i 96 % alkohol. Materialet kan också sällas i ett durkslag och ner i ett finsåll. Det grövre materialet plockas rent från fastsittande djur. Spola rent finsållet i plastbaljan och sila detta i en akvariehåv. Krama ur och lägg detta material i insamlingsburken.

Vid tidsserieundersökningar och andra noggrannare studier konserveras hela håv-innehållet i sprit och utplockning sker på lab under lupp.

Smittspridning

Observera behovet av desinfektion för att förhindra spridning av kräftpest!



Figur 183. En bra vattenhåv bör ha kraftigt, långt skaft samt en fyrkantig öppning (25*25 cm) med en kraftig metallkant som kan dras mot botten över en bestämd yta. För noggranna undersökningar används en håv av Typ 1 med håvpåse av nylontyll med ca 0,5 mm maskvidd. Typ 2 med stål nät i botten missar de minsta krypen och är något svårrensad, men fungerar annars hyfsat. För enkla studier duger vanliga hushållssilar av stålnetttyp på kvastskaft, typ 3.

Tabell 68. Fältutrustning för bottenfaunaprovtagning.

Fältprotokoll och karta
Etiketter och journal
Förvaringskärl med lock
Konserveringsmedel (96 % etanol, t.ex T-sprit)
Desinfektionsutrustning
Stor plasthink och teknisk sprit (för sterilisering av utrustning)

I vattendrag och litoral

Måttband
Klocka med sekundvisare eller tidtagarur
Vadarbyxor
Handhåv (bredd 25 cm, höjd 25 cm, maskvidd 0,5 mm)
Polaroidglasögon
Vattenkikare

På djupbottnar

Ekolod eller djupkarta
Ekmanhuggare
Termometer för undersökning av temperatursprångskikt

För prover som sorteras i fält (ej tidsserier)

Plastvanna
Såll
Mjuk, bred pensel
Pincett
Plastpipett

Tabell 69. Laboratorieutrustning för artbestämning av bottenfauna.

Sorteringsvanna
Litet såll
Pincett
Petriskålar
Förstoringsglas med lampå
Mikroskop
Stereomikroskop med upp till 50–80 x förstoring
Stereomikroskop med upp till 500 x förstoring
Förvaringskärl
Preparatrör eller glasburkar med lock
Konserveringsmedel (70 % etanol)
Analysvåg, som medger vägning med ett största fel $\pm 0,1$ mg
Etiketter och protokoll

Tabell 70. Standardiserade biologiska provtagningsmetoder i vattenmiljö.

Provtagning med handhåv av bottenfauna i rinnande vatten (SS 02 81 91:1986).

Riktlinjer för provtagning av bottenfauna med handhåv (SS-EN 27 828:1994).

Provtagning med Ekmanhämtare av bottenfauna på mjukbotten (SS 02 81 90).

Stenplockningsmetoden (BIN RR 112).

Vegetationsinsamlingsmetoden (BIN RR 113).

Inventering av makroskopisk mjukbottenfauna med Ekmanhämtare i sjöar (BIN BR 01).

Provtagning av bottenfauna i djupt vatten – Vägledning för substrat vid kvalitativ och kvantitativ provtagning av bottenfauna i floder (ISO 9391:1993) 1995-07-06 SS-EN ISO 9391.

Utformning och användning av kvantitativ provtagningsutrustning för bottenfauna på grunda hårdbottnar i sötvatten (ISO 8265:1988) 1994-06-23 SS-EN 28 265.

Vad säger krypen i sötvattnet?

De insamlade djuren kan för den invigde säga en hel del om miljön, men bestämda slutsatser är inte alltid lätta att dra. Det finns dock alltid ett värde i att bestämma och dokumentera så mycket som möjligt av det som samlats in, t.ex. för framtida jämförelser. På de följande sidorna finns en bestämningstabell till och beskrivningar av de flesta djurgrupper man stöter på i sötvatten, samt något om deras ekologi och miljökrav.

Vill man bara få svar på frågan om djurlivet är påverkat av förorening, räcker det dock att söka efter ett begränsat antal djurgrupper enligt följande schema, figur 184 och 185. (Siffrorna inom parentes hänvisar till djurbeskrivningarna!)

Om något under grupp 1 i figur 184 finns representerat är vattnet knappast förorenat. Finns stora exemplar av sandsländelarver, kan man dessutom säga att det inte varit surt under de senaste tre åren, eftersom dessa är tre år gamla. Finns endast små ettåriga, kan det betyda att det varit surt tidigare men att arten återkommit.

Inom grupp 2 finns enstaka arter som kan klara tillfälliga surstötter. I måttligt föroreningspåverkade vatten, med surstötter ner i intervallet pH 5,0–5,5, förekommer ofta musslor och ibland iglar eller snäckor sparsamt, dock vanligen inte tillsammans.

Om alla tre förekommer, eller några av dem finns i rikligt antal, är vattnet sannolikt inte föroreningsskadat. Är antalet åsländor fler än antalet bäcksländor i proverna pekar det åt samma håll.

Om du däremot måste svara nej på alla frågorna ovan (men provtagningen är välgjord), är vattnet sannolikt föroreningspåverkat.

Om långspröad dagsländelarv är den enda funna dagsländelarven är vattnet sannolikt mycket föroreningsskadat.

Index

För att underlätta och samordna bedömningen av resultaten från bottenfaunaundersökningarna har ett antal index tagits fram.

- ◆ Shannons diversitetsindex mäter diversiteten eller mångfalden i djursamhället. Om artantalet är litet eller några få arter är dominerande blir index lågt, vilket brukar vara ett tecken på ett stressat samhälle.
- ◆ ASPT-index är ett renvattenindex som ger höga värden när det finns arter som är känsliga för organiska föroreningar.

- ◆ Dansk faunaindex bedömer faunans påverkan av eutrofiering och organiska föroreningar.
- ◆ Surhetsindex ger höga värden när det förekommer arter som är känsliga för förorening.
- ◆ BQI (Benthic Quality Index) är ett kvalitetsmått på tillståndet i profundalزونen i sjöar, där ett högt index uppnås om det finns insektsarter som kräver rent vatten och hög syrgashalt.
- ◆ O/C-index beräknas genom att antal oligochaetindivider divideras med summan av antalet oligochaeter och sedimentlevande chironomider (räkna bort icke sedimentlevande arter som *Procladius* sp.). Detta tal divideras med provtagningsdjupet och indexet uttrycks som procent.

Hur dessa index beräknas och vilka arter som används beskrivs på Naturvårdsverkets hemsida (www.naturvardsverket.se).

1. Finns sötvattenmärlor (17)?

sandsländelarver (19)?

täckgälade dagsländelarver (20)?

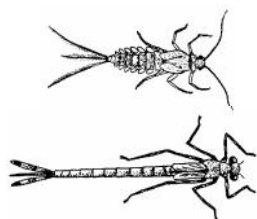
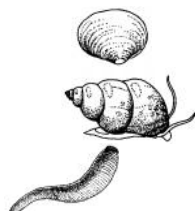
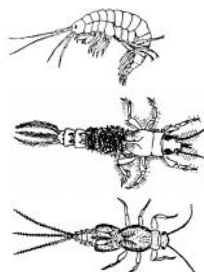
2. Finns musslor (4)?

snäckor (3)?

iglar (6)?

3. Är åsländorna (23)

fler än bäcksländorna (27)?



1. Trollsländelarven *Leucorrhinia* (25) finns talrikt.



2. Många buksimmare (28) finns i det fria vattnet.



3. Stora (>2 mm) daphnier (13) finns i det fria vattnet. De saknas dock i förorenade sjöar.



4. Pigmenterade planktonmyggglarver (40d) finns i det fria vattnet.



Figur 184. Finns direkta föroreningsskador?

Kontrollera förekomsten av de känsliga krypen ovan. Siffror inom parentes hänvisar till lista på sidorna 124–126.

Figur 185. Är vattnet fisktomt? (gäller endast sjöar)

Fyra relativt säkra tecken på att fisk saknas (t.ex. på grund av förorening). Siffror inom parentes hänvisar till lista på sidorna 124–126.

Tabell 71. Tillstånd enligt bottenfaunaindex för vattendrag (strömsträckor). Efter "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

Shannons diversitetsindex	ASPT-index	Danskt faunaindex	Surhets-index	Klass	Benämning
> 3,71	> 6,9	7	> 10	1	Mycket högt index
2,97 – 3,71	6,1 – 6,9	6	6 – 10	2	Högt index
2,22 – 2,97	5,2 – 6,1	5	4 – 6	3	Måttligt högt index
1,48 – 2,22	4,5 – 5,2	4	2 – 4	4	Lågt index
£ 1,48	£ 4,5	£ 3	£ 2	5	Mycket lågt index

Tabell 72. Tillstånd enligt bottenfaunaindex för litoralzonen i sjöar (exponerad strand). Efter "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

Shannons diversitetsindex	ASPT-index	Danskt faunaindex	Surhets-index	Klass	Benämning
> 3,00	> 6,4	> 5	> 8	1	Mycket högt index
2,33 – 3,00	5,8 – 6,4	5	6 – 8	2	Högt index
1,65 – 2,33	5,2 – 5,8	4	3 – 6	3	Måttligt högt index
0,97 – 1,65	4,5 – 5,2	3	1 – 3	4	Lågt index
£ 0,97	£ 4,5	£ 2	£ 1	5	Mycket lågt index

Tabell 73. Tillstånd enligt bottenfaunaindex för profundal-zonen i sjöar. Efter "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

BQI-index	O/C-index*	Klass	Benämning
> 4	£ 0,5	1	Mycket högt index
3,0 – 4,0	0,5 – 4,7	2	Högt index
2,0 – 3,0	4,7 – 8,9	3	Måttligt högt index
1,0 – 2,0	8,9 – 13	4	Lågt index
£ 1,0	> 13	5	Mycket lågt index

Tabell 74. Avvikelse från jämförelsevärde för bottenfaunaindex, sjöar och vattendrag. Efter "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

Uppmätt värde /jämförelsevärde	Klass	Benämning
> 0,90	1	Mycket högt index
0,80 – 0,90	2	Högt index
0,60 – 0,80	3	Måttligt högt index
0,30 – 0,60	4	Lågt index
£ 0,30	5	Mycket lågt index

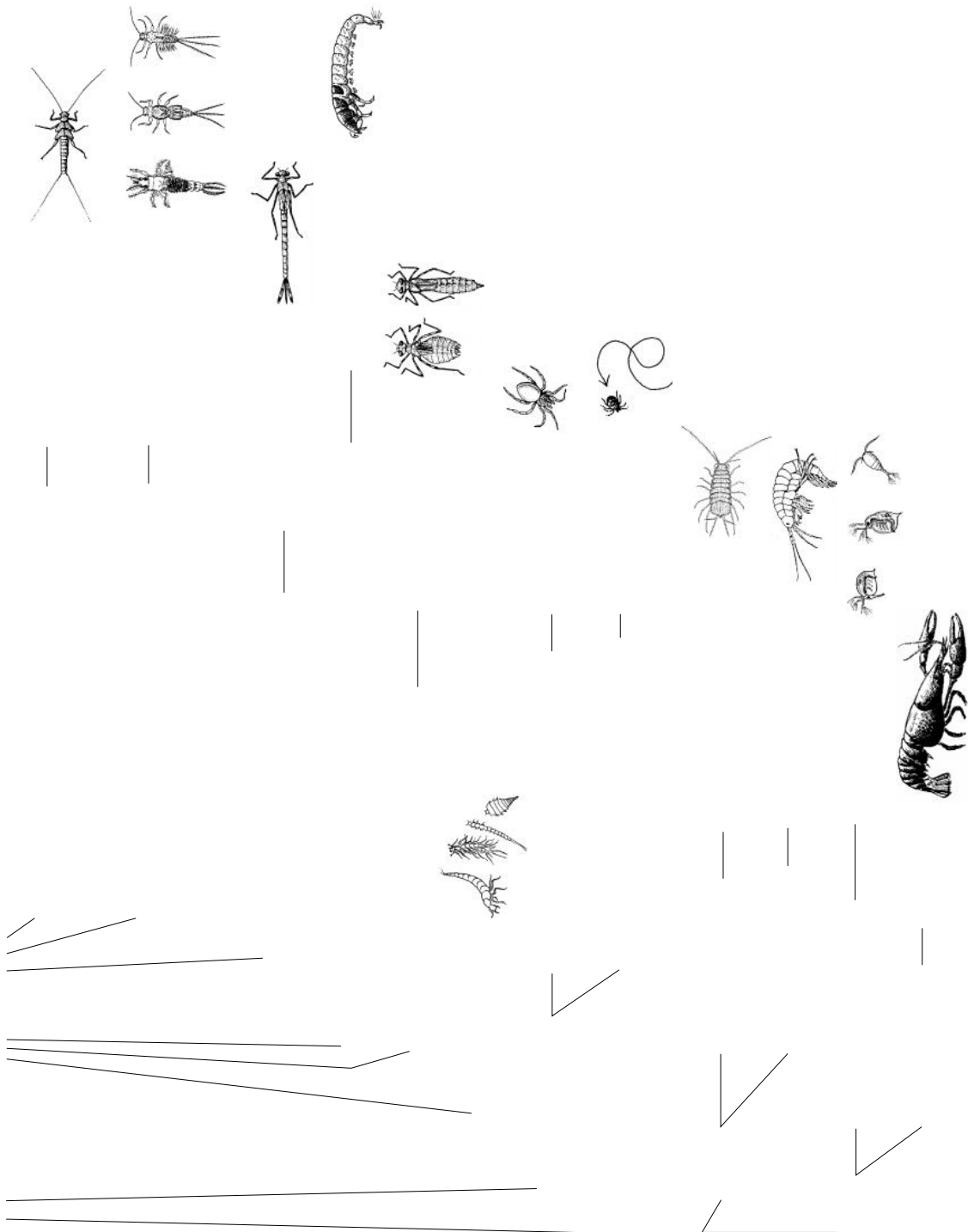
Tabell 75. Jämförvärden för olika habitattyper och naturgeografiska regioner. Jämförvärden utgörs av 25:e percentilen (75:e percentilen för O/C-index) i data från så långt möjligt opåverkade sjöar och vattendrag ingående i 1995 års sjö- och vattendrag-sinventering. Värden för sjöars profundalzon är ej regionspecifika. Efter "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

	Arktisk/ alpin	Nordlig boreal	Mellan- boreal	Sydlig boreal	Boreo- nemoral	Nemoral
Vattendrag						
Shannons diversitetsindex	1,96	2,56	2,34	2,11	1,97	1,89
ASPT-index	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
Sjöars litoralzon						
Shannons diversitetsindex	1,00	1,06	1,46	1,98	2,15	2,01
ASPT-index	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
Sjöars profundalzon						
BQI-index	2					
O/C-index	8,5					

* Jämförvärden för regionerna 4–6 har höjts ett steg efter kommentarer från konsulter, länsstyrelser, etc. som arbetar i dessa regioner.

Bestämningsschema för smådjur i sjöar och vattendrag





Beskrivning av smådjur i sötvatten

Virvelmaskar (1)

Glider fram på stenar och växter, mest i näringsrika vatten. Rovdjur, som suger ut snäckor, maskar och små insektslarver. Måttligt till mycket försurningskänsliga.



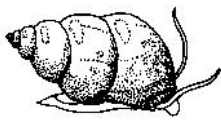
Tagelmaskar (2)

Omisskännliga på grund av sin längd. Larverna är parasiter.



Snäckor (3)

Skrapar alger på ytan av stenar och växter. De flesta arter försvinner när pH går under 5,5–6,0.



Musslor (4, 5)

Silar alger och detritus ur vattnet. Endast fåtaliga under pH 5,5.

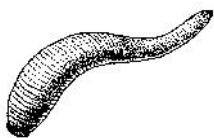


Den stora *flodpärlmusslan* (5), som sticker upp ur grusbotten i åar, kan bli 150 år gammal men är känslig för förorening och beroende av lax eller öring för larvernas utveckling.



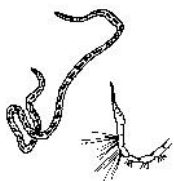
Iglar (6)

Kan dra ihop eller sträcka ut kroppen långt. Suger sig ofta hårt fast mot underlaget. Vanligast i lugnt och näringsrikt vatten. Fåtaliga under pH 5,5. De flesta iglar äter småkryp som mygglarver, maskar och snäckor. En art parasiterar på fisk och en på änder men det är bara den sällsynta *blodigeln* som suger blod från människor. Den är mörk med smala långsgående röda ränder.



Fåborstmaskar (7, 8)

De flesta små och smala, ofta med långa borst. Detritus-ätare med mycket varierande miljökrav. En del arter klarar stark organisk förorening, många också lågt pH. En äkta dagmask, *bäckdagmasken* (8) med fyrkantig bakkropp, trivs i bäckar, men flera andra arter hamnar där ibland av misstag.



Vattenspindel (9)

Enda spindeln som kan röra sig snabbt under vattnet. Andas luft, som den hämtar i ytan och bygger dykarklocka med i bottenvegetationen. Tål vatten med lågt pH. Favoritföda är sötvattensgråsugga.



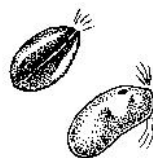
Vattenkvalster (10)

Prickar som simmar med jämn men slingrig fart. Många arter med varierande ekologi. Det finns kvalster som är klarröda, gröna, svarta och ibland mönstrade. Vissa som lever i fria vattnet i sjöar gynnas av att det finns fisk som äter upp deras fiender.



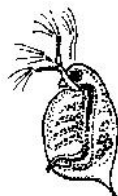
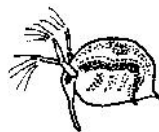
Muskelkräftor (11)

Liknar små musslor på eller simmande bland vegetation. Ibland häftade vid vattenytan. Algätare. Trivs bäst i vatten med mycket vegetation.



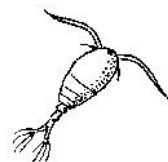
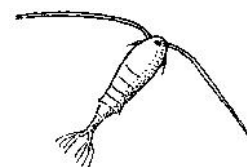
Hinnkräftor (12, 13)

Djurplankton, som hoppar fram i vattnet med hjälp av sina utstickande antenner. De flesta lever av växtplankton. Viktig mat för fisk, särskilt fiskkyngel. Släktet *Bosmina* (12) klarar sura vatten. Släktet *Daphnia* (13) domineras av små arter i sjöar med fisk. Stora arter (> ca 2 mm) äts snabbt upp och finns mest i sjöar utan planktonätande fisk. Släktet brukar saknas i sura sjöar, troligen på grund av för höga aluminiumhalter.



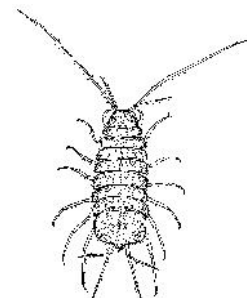
Hoppkräftor (14, 15)

Spolförmiga, svävande djurplankton. De flesta *calanoida* arterna (14, långa antenner) är växtplanktonätare, medan de *cyclopoida* (15, korta antenner) vanligen är rovdjur. Hoppkräftor påträffas även i sura sjöar.



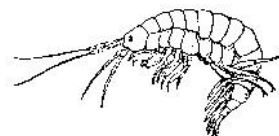
Sötvattensgråsugga (16)

Platt ledad kropp med massor av ben och stora antenner. Viktig fragmenterare, dvs. den äter och finfördelar dött material ("detritus") och underlättar därmed nedbrytningen. Gynnas starkt av stora mängder organiskt material. Minskar under pH 5. Enstaka kan finnas vid låga pH och kan i så fall snabbt bli många efter en kalkning.



Sötvattensmärsla (17)

Som en liten kort, plattad räka. Ej helt allmän, men viktig fiskföda där den finns. Mycket försurningskänslig. Ej under pH 5,5.



Kräftor (18)

Två arter finns; den inhemska *flodkräftan*, som utrotats av kräftpesten över stora områden, och den inplanterade signalkräftan som förmår motstå pesten men tyvärr kan sprida den. *Signalkräftan* känns igen på de ljusa signalfläckarna på klorna. Kräfter äter både döda och levande djur och växter och kan trivas överallt där det finns bra skrymslen att gömma sig i. De är dock mycket försurningskänsliga och förökar sig knappast under pH 6,0.



Dagsländelarver (19–23)

Små kryp med antenner och tre stjärt-spröt som väldigt lätt går av. Simmar korta sträckor genom att slå stjärten upp och ned. Knaprar i sig detritus (se nr 16) och påväxtalger. Viktig fiskföda i strandzonen och rinnande vatten. Mycket varierande försurningskänslighet.

Nyckel till några viktiga släkten

Fransiga gälar över ryggen: **Sandsländor**
ej så:

Gälar övertäckta med
skalliknande gälblad
över ryggsidan:

Slamsländor

ej så:

Mycket tillplattade,
breda och tuffa larver: **Forssländor**

ej så:

Långt tillspetsade
gälblad:

Vassländor

ej så:

**Övriga dag-
sländor**

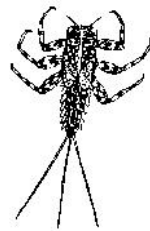
Sandsländor, Sl. *Ephemera* (19). Lever nedgrävda i sandbotten i tre år som larver innan de kläcks. Mycket försurningskänsliga, tål ej pH under 5,5.



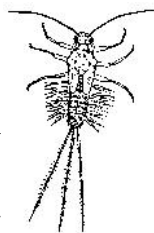
Slamsländor, Sl. *Caenis*. Täckgälade dagsländor (20). Ofta mycket små. Mycket försurningskänsliga. Tål ej pH under 5,5.



Forssländor, Sl. *Heptagenia* (21). I södra Sverige finns i stort sett två arter: *H. sulphurea*, som kryper på och under stenar i snabbströmmande vatten, tål pH ner till 4,7. *H. fus-cogrisea* som främst finns i lugnflytande vatten kan överleva ner till pH 3,7. Norrut finns några få arter till, som alla är mer försurningskänsliga.



Vassländor, Sl. *Leptophlebia* (22). Simmar snabbt och långt (flera sekunder) när de skräms. Oftast enda dagsländan i sura sjöar, tål pH 3,7. Ibland tillsammans med den i södra Sverige mycket ovanligare *Paraleptophlebia* med mycket smala gälblad, som tål pH 4,7.



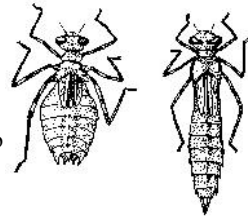
"Övriga dagsländor"

Åtminstone i södra Sverige är åsländor-na, släktet *Baetis* (23), de helt dominerande bland dessa i snabbt strömmande vatten. Du kan alltså utan att göra allt för stort fel räkna alla "övriga dagsländor" i sparkproverna som åsländor, om du vill beräkna kvoten åsländor/bäcksländor i försurningsbedömningen (se sidan 120). Håvar du i vegetation i lugnvattenpartier kan du dock hitta andra släkten.



Äkta trollsländelarver (24, 25)

Grova och långbenta rovdjur, som äter mindre kryp i strandzonen. De flesta är tåliga mot försurning och flera gynnas om fisken försvinner. En god indikator på att fisk saknas är släktet *Leucorrhinia* (25). Till skillnad från de arter som förekommer i fiskrika sjöar gömmer den inte sig i bottenlammet under dagtid. Känns igen på den rundade kroppen med längsrandig undersida.



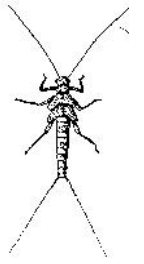
Flickslände- och jungfrusländelarver (26)

En sorts trollsländor, som är mycket slanka. Försurningståliga rovdjur. Ofta talrika i strandnära vegetation. Blir möjligen ännu talrikare om fisken försvinner.



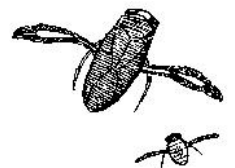
Bäcksländelarver (27)

Ofta små kryp som simmar genom att svänga kroppen i sidled. Saknar gälblad. Alg- och detritusätare (se nr 16) eller rovdjur. Finns förutom i bäckar även på vågexponerade stränder. De vanligaste arterna är mycket försurningståliga och kan ibland vara nästan de enda som kryper omkring i försurningsdrabbade bäckar.



Buksimmare (28)

"Ror" sig snabbt fram med snabba årslag. Vissa arter är rovdjur. Trivs bäst i strandkan-ten men ökar starkt i fisktomma sjöar och kan då påträffas i hela den fria vattenmassan. De vuxna kan flyga.



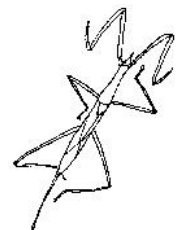
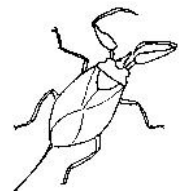
Ryggsimmare (29)

"Ror" som buksimmare, men vänder den flata buksidan upp och hänger ofta så under ytan. Rovdjur i strandzonen och lugnflytande vatten. Försurningstålig. Vuxna kan flyga. Se upp! Kan stickas!



Klodyvel (30) och stavliknande vattenscorpion (31)

Långsamma rovdjur som andas luft och simmar dåligt. Försurningståliga. Trots namnet ofarliga för oss människor.



Vattenbi (32)

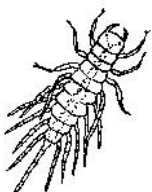
Se upp! Snabbsimmande rovdjur som sticks ordentligt! Dock mycket sällsynt.

**Vattenfis (33)**

Försurningskänsligt och tämligen sällsynt rovdjur i åar. Simmar bra. Kan stickas rejält!

**Sävsländelarver (34)**

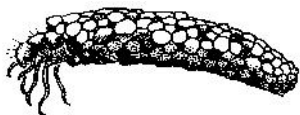
Med långa benlika gälar kring hela bakkroppen. Ganska dåliga simmare. Försurningståliga rovdjur. Vanliga vid vegetationsstränder men kan hittas ända ut i profundalens vegetationsfria bottenar.

**Vattenskalbaggar (35) och vattenskalbaggs-larver (36)**

De vuxna ser ut som typiska skalbaggar, men larverna kan se ut i stort sett hur som helst! Alla simmande arter andas luft som de tar med sig ner i vattenet. De flesta av de större arterna är försurningståliga rovdjur men det finns också många försurningskänsliga arter. I rinnande vatten kan en del av dessa vara viktiga miljöindikatorer.

**Husbyggande nattsländelarver – "husmaskar" (37)**

Bygger själva bra bärbara bostäder. Kryper de ur husen liknar de sina frilevande släktingar (se nedan), men de bygger alltid något nytt att krypa in i. De flesta är fragmenterare (se nr 16) eller algskrapare men vissa är rovdjur. Varierande försurningstålighet.

**Frilevande nattsländelarver (38)**

Vanliga särskilt i rinnande vatten. Många fångar sin föda i avancerade fångstnät och äter det som de lyckas fånga. Varierande försurningstålighet.

**Fjärilslarver (39)**

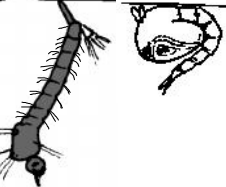
Som kortbenta husmaskar. I vegetationsrika dammar och sjöar.

**Mygg- och knottlarver (40, 41)**

Fjärdermygglarver är små benlösa och mjuka, en del är röda. Simmar med s-krökningar av kroppen. Viktig fiskföda. *Stickmyggans* svarta, håriga larver hänger i ytan (40a). Puppen liknar ett tjockt kommatecken (40b).



Den ofärgade planktonmygglarven (40c) klarar sig i fiskrika sjöar genom sin relativa osynlighet och sin vana att gömma sig på botten på dagen. Den pigmenterade planktonmygglarven (40d) kan däremot bara överleva i fisktomma sjöar.



Knottlarver (41a) sitter ofta tätt på stenar i strömmande vatten med hjälp av sugkoppar och hakar. Pupphuset liknar små tält. *Svidknottlarven* (41b) påminner om en trådtunn piskande mask.

**Harkrankslarver och bromslarver (42)**

Ofta svårt att se vad som är fram och bak. Inget tydligt huvud, inga riktiga fötter, men ibland vårtföter. Mycket varierande ekologi och miljökrav.

**Föroreningsbedömning**

Föroreningsgraden i ett vatten kan bedömas med hjälp av dessa botendjur, där vissa djur ger pluspoäng och vissa minus. (Efter Lundberg, S. & Larje, R. (Red.), 2002, Handbok om strömmande vatten, Naturhistoriska riksmuseet)

Plusdjur

Bäcksländor	1 poäng per släkte
Dagsländor	1 poäng per släkte
Nattsländor	1 poäng per familj
Ancylus	1 poäng
Calopteryx	1 poäng
Skalbaggar	1 poäng för varje släkte av: <i>Elmis</i> , <i>Stenelmis</i> , <i>Limnius</i> , <i>Oulimnius</i> , <i>Elodes</i>

Minusdjur

Oligochaete	1 poäng om >30% av totalt individantal
Asellus	1 poäng
Sialis	1 poäng
Psychoda	1 poäng
Chironomidae	1 poäng
Tipulidae	1 poäng
Sphaerium	1 poäng
Lymnaeidae	1 poäng för släktena: <i>Lymnaea</i> , <i>Stagnicola</i> , <i>Galba</i> , <i>Radix</i>
Iglar	1 poäng för släktena: <i>Helobdella</i> , <i>Erpobdella</i>

Föroreningsklasser

Efter summering av plusdjur och minusdjur fås följande bedömning:

- ≥7 Opåverkat vatten
- 6 Obetydligt påverkat vatten
- 5 Måttligt påverkat vatten
- 4 Måttligt-kraftigt påverkat vatten
- 3 Kraftigt påverkat vatten
- 2 Kraftigt-mycket kraftigt påverkat vatten
- ≤1 Högradigt påverkat vatten

Atomvikter

Ac	Aktinium	227	Ge	Germanium	72,61	Pr	Praseodym	140,91
Ag	Silver	107,87	H	Väte	1,008	Pt	Platina	195,08
Al	Aluminium	26,98	He	Helium	4,003	Pu	Plutonium	244
Am	Americium	243	Hf	Hafnium	178,5	Ra	Radium	226,05
Ar	Argon	39,95	Hg	Kviksilver	200,59	Rb	Rubidium	85,47
As	Arsenik	74,92	Ho	Holmium	164,93	Re	Rhenium	186,21
At	Astat	211	I	Jod	126,90	Rh	Rodium	102,91
Au	Guld	197,0	In	Indium	114,82	Rn	Radon	222
B	Bor	10,81	Ir	Iridium	192,22	Ru	Rutenium	101,1
Ba	Barium	137,33	K	Kalium	39,10	S	Svavel	32,06
Be	Beryllium	9,01	Kr	Krypton	83,80	Sb	Antimon	121,71
Bi	Vismut	208,98	La	Lantan	138,91	Sc	Skandium	44,96
Bk	Berkelium	247	Li	Litium	6,94	Se	Selen	78,96
Br	Brom	79,90	Lr	Lawrencium	260	Si	Kisel	28,09
C	Kol	12,01	Lu	Lutetium	174,97	Sm	Samarium	150,36
Ca	Kalcium	40,08	Md	Mendelevium	258	Sn	Tenn	118,69
Cd	Kadmium	112,41	Mg	Magnesium	24,31	Sr	Strontium	87,62
Ce	Cerium	140,12	Mn	Mangan	54,94	Ta	Tantal	180,95
Cf	Californium	249	Mo	Molybden	95,94	Tb	Terbium	158,93
Cl	Klor	35,45	N	Kväve	14,01	Tc	Teknetium	98,91
Cm	Curium	247	Na	Natrium	22,99	Te	Tellur	127,60
Co	Kobolt	58,93	Nb	Niob	92,91	Th	Torium	232,04
Cr	Krom	52,00	Nd	Neodym	144,24	Ti	Titan	47,88
Cs	Cesium	132,91	Ne	Neon	20,18	Tl	Tallium	204,38
Cu	Koppar	63,55	Ni	Nickel	58,69	Tm	Tulium	168,93
Dy	Dysprosium	162,5	No	Nobelium	259	U	Uran	238,03
Er	Erbium	167,3	Np	Neptunium	237	V	Vanadin	50,94
Es	Einsteinium	254	O	Syre	16,00	W	Volfram	183,85
Eu	Europium	152,0	Os	Osmium	190,2	Xe	Xenon	131,29
F	Fluor	19,00	P	Fosfor	30,97	Y	Yttrium	88,91
Fe	Järn	55,85	Pa	Protaktinium	231	Yb	Ytterbium	173,04
Fm	Fermium	257	Pb	Bly	207,2	Zn	Zink	65,38
Fr	Francium	223	Pd	Palladium	106,4	Zr	Zirkonium	91,22
Ga	Gallium	69,72	Pm	Prometium	145			
Gd	Gadolinium	157,3	Po	Polonium	210			

	I A																	0
1	¹ H	II A																² He
2	³ Li	⁴ Be																
3	¹¹ Na	¹² Mg	III A	IV A	V A	VI A	VII A	VIII A	IX A	X A	XI A	II B	III B	IV B	V B	VI B	VII B	
4	¹⁹ K	²⁰ Ca	²¹ Sc	²² Ti	²³ V	²⁴ Cr	²⁵ Mn	²⁶ Fe	²⁷ Co	²⁸ Ni	²⁹ Cu	³⁰ Zn	³¹ Ga	³² Ge	³³ As	³⁴ Se	³⁵ Br	³⁶ Kr
5	³⁷ Rb	³⁸ Sr	³⁹ Y	⁴⁰ Zr	⁴¹ Nb	⁴² Mo	⁴³ Tc	⁴⁴ Ru	⁴⁵ Rh	⁴⁶ Pd	⁴⁷ Ag	⁴⁸ Cd	⁴⁹ In	⁵⁰ Sn	⁵¹ Sb	⁵² Te	⁵³ I	⁵⁴ Xe
6	⁵⁵ Cs	⁵⁶ Ba	⁵⁷ La	⁷² Hf	⁷³ Ta	⁷⁴ W	⁷⁵ Re	⁷⁶ Os	⁷⁷ Ir	⁷⁸ Pt	⁷⁹ Au	⁸⁰ Hg	⁸¹ Tl	⁸² Pb	⁸³ Bi	⁸⁴ Po	⁸⁵ At	⁸⁶ Rn
7	⁸⁷ Fr	⁸⁸ Ra	⁸⁹ Ac															
				⁵⁸ Ce	⁵⁹ Pr	⁶⁰ Nd	⁶¹ Pm	⁶² Sm	⁶³ Eu	⁶⁴ Gd	⁶⁵ Tb	⁶⁶ Dy	⁶⁷ Ho	⁶⁸ Er	⁶⁹ Tm	⁷⁰ Yb	⁷¹ Lu	
				⁹⁰ Th	⁹¹ Pa	⁹² U	⁹³ Np	⁹⁴ Pu	⁹⁵ Am	⁹⁶ Cm	⁹⁷ Bk	⁹⁸ Cf	⁹⁹ Es	¹⁰⁰ Fm	¹⁰¹ Md	¹⁰² No	¹⁰³ Lr	

Figur 186. Periodiska systemet.

Rapport

Syftet med en rapport kan vara att på ett trovärdigt och lättillgängligt sätt redogöra för en miljösituation.

Trovärdighet

För trovärdighetens skull är det nödvändigt med vissa formella uppgifter som:

- Definition av mätobjektet med typ, namn och läge. Sjöar bör anges med koordinater (SMHI:s "personnummer").
- Vem som utfört mätningen och varför.
- Tidpunkt för provtagning och analys. Om SIS- eller EU-norm följts, ange detta.
- Hur och var provet (proven) tagits.
- Vilken analysmetodik som använts och noteringar om eventuella avsteg. Har en vedertagen standard följts, räcker det med hänvisning.
- Diskussion om felkällors betydelse är viktig, speciellt om man frångått standard.

Disposition

Hur rapporten byggs upp måste naturligtvis anpassas till rapportens art, syfte och innehåll. Skribenten måste dessutom från början fråga sig vem som förväntas läsa rapporten och sedan anpassa den till de behov, kunskaper och intressen som den tilltänkte läsaren har. En rapport utformas således på olika sätt om avsikten är att publicera den i en populärtidskrift, i fackpressen eller som en intern rapport.

Tillgänglighet

Ditt budskap går lättare fram om det är väl serverat. Tänk på att en rapport av denna typ inte läses från pärm till pärm som en roman.

Läsaren vill ha reda på:

- Om du har en intressant slutsats.
- Om du har ett relevant underlag att bygga din slutsats på. Har du mätt rätt sak på rätt plats vid rätt tidpunkt och tillräckligt ofta?
- Om dina resultat går att lita på.

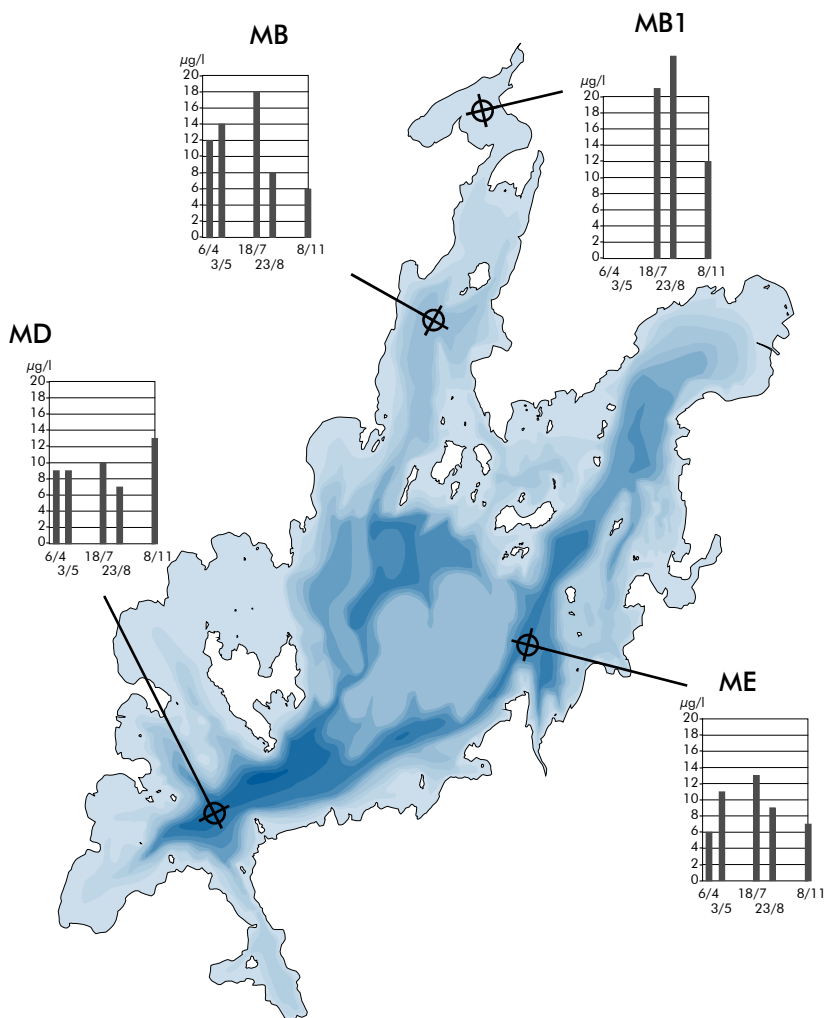
Presentera gärna dina resultat med hjälp av diagram och kartor. Tips finns bl.a. i "Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag", Allmänna Råd 90:4, från Naturvårdsverket. Titta även i andras presentationer och stjäla idéer. Tänk på att ett litet och renodlat diagram vid texten gör större nytta än ett komplicerat och innehållsrikt i en bilaga.

Tabell 76. De delar en naturvetenskaplig rapport bör bestå av.

Del av rapporten	Innehåll
Titelblad	Anger innehåll och väcker intresse
Sammanfattning	En rapport i miniatyr
Förord	Anger varför rapporten skrivits, t.ex. som uppgift inom kurs eller utredning åt kommunen
Innehållsförteckning	Visar hur rapporten är uppbyggd
Inledning	Definierar problemet ger bakgrundsinformation och rapportens syfte
Huvuddel	Beskrivning av material och metoder Resultat Diskussion av resultat
Avslutning	Vad har jag kommit fram till? Eventuell fortsättning?
Tack	Finansiärer, medhjälpare och handledare avtackas
Referenser	
Bilagor	

Totalfosforkoncentrationer i Mjörn 2000

Ytvatten 2 m



Figur 187. Ett sätt att få fram sitt budskap är att kombinera lättolkade diagram med en karta som visar provpunkternas läge.

Diagram

Sektionsdiagram

Ett ofta använt verktyg för att illustrera variationer i ett utvalt vattenområde är att rita isolinjer i ett sektionsdiagram. Ett korrekt ritat isodiagram ger snabbt en visuell förståelse av hur uppmätta koncentrationer varierar i ett vattenområde där proverna är tagna vid flera olika stationer med flera djup på varje station. Sektionen visar samtidigt områdets bottenprofil.

Att konstruera ett sektionsdiagram:

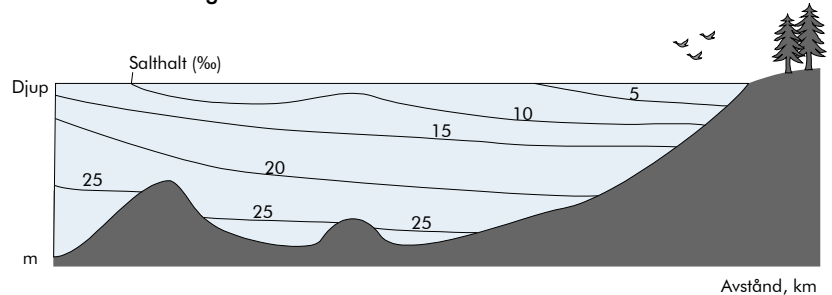
- Rita provtagningssektionen på ett ligande A4 mm-papper genom att av-sätta avståndet mellan stationerna längs x-axeln och djupet på varje station längs en negativ y-axel. Rita för hand!
- Rita in bottenprofilen med hjälp av karta, sjökort och egna mätningar.
- Rita isodiagram för provtagningssektionen för t.ex. temperatur, salthalt, syrgaskoncentration och fosfat. Isolinjer måste vara ekvidistanta, dvs. intervallet mellan isolinjer är alltid samma inom ett diagram. Dra t.ex. isolinjer för temperatur varje grad, isolinjer för salthalt varje 1 promille, isolinjer för syrgas varje 0,5 ml/l och isolinjer för fosfat varje 0,1 μM , men anpassa avståndet mellan isolinjer så att det blir ca 10 i varje diagram. Observera att SAMTLIGA linjer måste dras, man får inte slopa någon för att det blir för tätt med linjer och man får inte lägga in extra om det verkar bli för få linjer!
- Skriv TYDLIGA skalor och värden på axlar och isolinjer!

TS-diagram

Vid tolkning av oceanografiska observationer av t.ex. salthalt, temperatur och syrgas måste man ta hänsyn till att variablerna inte är oberoende av varandra. Olika variabler förekommer inte i vilka kombinationer som helst. De flesta vatten innehåller sina karaktäristiska egenskaper vid havsytan i en viss region. Egenskaperna bestäms där av det lokala klimatet. När vatten sedan sjunker mot större djup eller förflyttas horisontellt längs densitetsytorna bär det sina egenskaper med sig. Resultatet blir således att i stället för alla möjliga kombinationer av temperatur, salthalt och syrgaskoncentration, finner man att endast ett antal bestämda kombinationer finns.

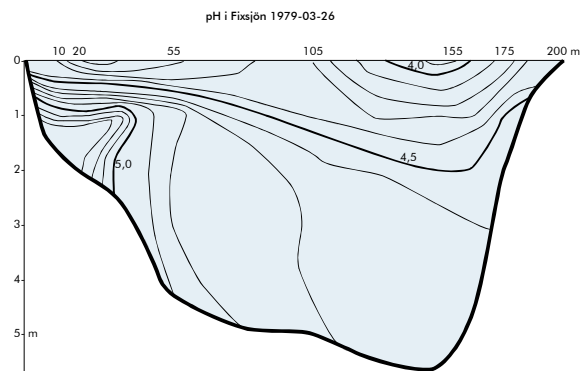
Egenskaperna hos TS-diagram gör att TS-kurvor kan användas för att bestämma blandning av vattenmassor. Helland-Hansen (1916) introducerade ett grafiskt dia-

Sektionsdiagram över salthalt

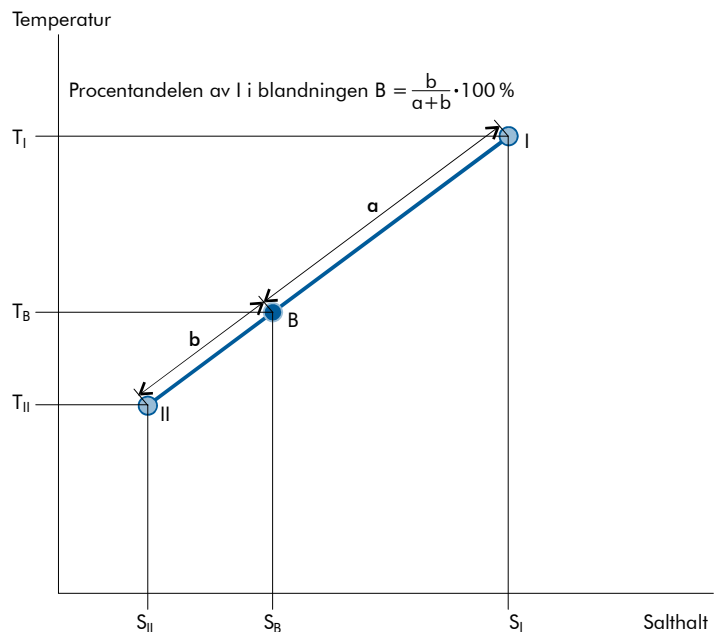


Figur 188. Exempel på ett sektionsdiagram i ett kustnära vatten (jämför med väderkartor där isobarer i atmosfären är inritade och figur 22 med isolinjer över nedfall). Observera! Den vertikala skalan är vanligen MYCKET förstorad i förhållande till den horisontella! Skillnaden i salthalt mellan isolinjerna är 5 (‰).

gram för att studera dessa karaktäristiska kombinationer av salt och temperatur. Temperaturen avsätts i ett sådant TS-diagram mot salthalten för varje djup och för varje station. Alla värden för temperatur och salthalt inom oceanerna faller inom ett begränsat område i ett TS-diagram med undantag för ytvatten eller hav med avvikande salthalt som Östersjön och Röda Havet.



Figur 189. pH-värden i Fisksjön uppritat i ett sektionsdiagram. Områdena med lågt pH ligger utanför bäckmynningar.



Figur 190. Ett TS-diagram. Alla möjliga blandningar mellan två vattenmassor (I och II) faller längs en rät linje i ett TS-diagram. Andelen av respektive vattenmassa i blandningen B kan beräknas.

Svensk Standard, vattenundersökningar

Kemiska och fysikaliska undersökningar

Alkalinitet	02 81 39
Aluminium, syralösligt, fotometri	02 82 10
Ammonium-nitrogen	02 81 34
Anjonaktiva-ytaktiva ämnen	SS-EN 903
Arsenik, fotometri	SS-EN 26 595
BOD Biokemisk oxygenförbrukning	SS-EN 1899-1
COD _{Mn} Kemisk oxygenförbrukning, permanganat	SS-EN ISO 8467
COD _{Cr} Kemisk oxygenförbrukning, dikromat	02 81 42
Cyanid, total	02 81 76
Cyanid, lättillgänglig	02 81 77
Fenol, fotometri, summametod	02 81 28
Fetthalt, livsmedelsindustriavlopp	02 81 03
Fluorid, jonselektiv elektrod	02 81 35
Fosfor, fosfat	SS-EN 1189
Fosfor, total	SS-EN 1189
Färgtal	SS-EN ISO 7887
Grumlighet/Turbiditet	SS-EN ISO 7027
Järn, fotometri	02 81 29
Kalcium, titrimetri	02 81 19
Kalcium, AAS	02 81 61
Kalcium + magnesium, titrimetri	02 81 21-2
Kalium, AAS	02 81 60
Kjeldahl-nitrogen	02 81 01
Kjeldahl-nitrogen	SS-EN 25 663
Klor, aktivt, titrimetri	SS-EN ISO 7393-1
Klor, aktivt, fotometri	SS-EN ISO 7393-1
Klor, organiskt bundet i avloppsvatten	SS-EN 1485
Klorid, Mohr-titrering	02 81 20
Klorid, potentiometrisk titrering	02 81 36
Klorofyll a, metanolextrakt	02 81 70
Konduktivitet	SS-EN 27 888
Kviksilver, AAS	SS-EN 1483
Magnesium, AAS	02 81 61
Mangan, fotometri	02 81 30
Metaller, provtagning	02 81 94
Metaller, AAS allmänt	02 81 50
Metaller, extraktion allmänt	02 81 49
Metaller, AAS, Cd Co Cu Fe Ni Pb Zn	02 81 52
Metaller, AAS ugn allmänt	02 81 83
Metaller, AAS ugn spec. anvisning 9 metaller	02 81 84
Natrium, AAS	02 81 60
Nitrogen, total	SS-EN ISO 4256
Nitrit-nitrogen	SS-EN 26 777
Nitrit- + nitrat-nitrogen	02 81 33-2
Olja + fett, IR-fotometri	02 81 45
Oxygen löst, Winkler-titrering	SS-EN 25 813
Oxygen löst, elektrod	SS-EN 25 814
Partiklar, grova, och fibrer + glödningsrest	02 81 38
pH-värde	02 81 22-2
Provtagning, avloppsvatten	02 81 48
Provtagning, dricks- och badvatten	02 81 85
Provtagning, del 1 provtagningsprogram	SS-EN 25 667-1
Provtagning, del 2 provtagnings teknik	SS-EN 25 667-2
Sulfat, nefelometri	02 81 98
Sulfat, titrimetri Thorin	02 81 82
Sulfid renvatten, kolorimetri	02 81 15
Sulfid avloppsvatten, kolorimetri	02 81 17
Suspenderad substans + glödningsrest	SS-EN 872
TOC, Totalt organiskt kol	SS-EN 1484
Torrsubstans + glödningsrest	02 81 13

Biologiska vattenundersökningar

Aerob nedbrytbarhet – statisk metod	SS-EN 29 888
Akut tox. sebrafisk	SS-EN ISO 7346-2
Akut tox. storspigg och torsk	02 81 89
Bottenfauna, mjukbottnar, Ekmanhämtare	02 81 90
Bottenfauna, rinnande vatten, handhäv	02 81 91
Bottenfauna, handhäv	SS-EN 27 828
Bottenfauna, grunda hårdbottnar i sötvatten	SS-EN 28 265
Klorofyll a, acetoneextrakt	02 81 46
Metaller i biol. material, uppslutning, AAS	02 81 87
Organiska ämnen, fullständig nedbrytbarhet bestämt genom:	
1. Oxygenförbrukning i slutet kärl	SS-EN ISO 9408
2. Analys av bildad koldioxid	SS-EN ISO 9439
Rörlighetshämning, <i>Daphnia</i>	02 81 80
Tillväxthämning för sötvattenalger	SS-EN 28 692
Tox. för embryo och yngel	02 81 93
Tox. för avlopp, <i>Nitocra spinipes</i>	02 81 06

Mikrobiologiska vattenundersökningar

Bakterier totala antalet, epifluorescens	02 81 95
Koliforma bakterier, MF	02 81 67
Koliforma bakterier, MPN	02 81 66
Fekala streptokocker	02 81 79
Följesedlar, dricks- och badvatten	02 81 68
Heterotrofa bakterier, ingjutning	02 81 71
Ingjutningsmetod	02 81 69
Membranfiltermetod	02 81 65-2
Mikrovampar	02 81 92
Provtagning	02 81 63-2
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> , MPN	02 81 96
Rörmetod, MPN	02 81 64-2
Sulfit-reducerande anaerober, flytande	SS-EN 26 461-1
Sulfit-reducerande anaerober, membranfilter	SS-EN 26 461-2
Ytspridningsmetod	02 81 78

AAS=atomabsorptionsspektrofotometri

MF=membranfilter

MPN=rörmetod

Adresser

Fiskeriverket, Tel. 031-743 03 00, www.fiskeriverket.se
med fiskevård, fiskekvoter, miljöfrågor och fiskeristatistik.

www.fjarranalys.com
en portal för satellitbaserad fjärranalys i Sverige.

Lantmäteriverket, Tel. 026-63 30 00, www.lantmateriet.se
kartor, geografiska informationssystem (GIS), satellitbilder m.m.

Miljömålsportalen, www.miljomal.nu
har allt om de svenska miljömålen.

Regeringskansliet, www.regeringen.se

Sjöfartsverket, www.sjofartsverket.se
Sjökartavdelningen har katalog över sjökort och nautiska publikationer.

Skogsstyrelsen, Tel. 036-15 56 00, www.gronareskog.nu

Standardiseringskommissionen i Sverige (SIS), Tel. 08-613 52 00,
www.sis.se

Statens Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI),
Tel. 011-15 80 00, www.smhi.se
har bl.a. databasen SHARK för fysikaliska, kemiska och biologiska övervakningsdata i svenska vatten.

Naturvårdsverket, Tel. 08-799 10 00,
www.naturvardsverket.se

Naturvårdsverkets Handbok för miljöövervakning.
www.naturvardsverket.se/dokument/mo/hbmo/hbstart.htm

Svenska Miljönätet, www.svenskamiljonatet.se
miljöinformation hos svenska myndigheter, företag, forskningsinstitutioner och intresseorganisationer.

Sveriges Geologiska Undersökningar, SGU, Tel. 018-17 90 00,
www.sgu.se

Sveriges Nationalatlas, www.sna.se
har temakartor över Sverige, t.ex. för ytvattentemperaturer eller kväve/fosfor-kvoten.

SWEDAC, Tel. 033-17 77 00, www.swedac.se
är en central myndighet och nationellt ackrediteringsorgan. SWEDAC kompetensprövar de organ som ska utföra analys, provning, kalibrering, certifiering, kontroll och besiktning.

Baltic Sea Region, www.baltic-region.net
ett forum för information och diskussion speciellt inriktad på Östersjöns miljö. Observera att "Östersjön" i detta fall även omfattar Kattegatt och Skagerrak.

Blåmusslan, Tel. 031-60 52 90,
www.o.lst.se/projekt/miljoovervakning
information om förekomst av alggifter i blåmusslor på telefonsvararen "Blåmusslan".

Bohuskustens Vattenvårdsförbund, Tel. 0522-159 80,
www.bvuf.com
utför provtagning och publicerar resultat av undersökningar för regional miljöövervakning. (Vattenvårdsförbund finns för de flesta vattendrag och många har egna hemsidor.)

Forum Skagerrak, www.forumskagerrak.com
har sammanställt en populärvetenskaplig rapport över miljötillståndet i Skagerrak.

Göteborgs universitets Marina Forskningscentrum (GMF), Tel. 031-773 10 00, www.gmf.gu.se
ansvarar för forskning, utbildning och miljökontroll med ansvarsområde Västkusten och Öresund.

Helsingforskommissionen, www.helcom.fi
arbetar för den marina miljön i Östersjön, Kattegatt och Skagerrak.

Kristinebergs Marina Forskningsstation, www.havet.kmf.gu.se
populärvetenskaplig presentation av havet och forskningen på Kristineberg i Gullmarsfjorden.

Stockholms universitets Marina Forskningscentrum (SMF),
www.smf.su.se
ansvarar för forskning och miljökontroll längs ostkusten söder om Stockholm ner till Öresund.

Tjärnö marinbiologiska laboratorium har Vattenkikaren,
www.vattenkikaren.gu.se
en stor databas m.m. om växter och djur i havet i text och bild. Speciellt utformad för skolor.

Umeå universitets Marina Forskningscentrum (UMF),
www.umu.se/umf
ansvarar för forskning och miljökontroll i Bottenhavet/ Bottenviken.

Havforskningsinstitutet, Senter for kystzone, Flødevigen,
<http://algeinfo.imr.no>
innehåller databas om planktonalger och visar planktonförekomst.

ICES, International Council for the Exploration of the Sea,
www.ices.dk
den organisation som initierar och samordnar marin forskning i norra Atlanten.

International Council for the Exploration of the Sea, www.ices.dk
National Oceanic and Atmospheric Administration,
www.nodc.noaa.gov
USA, innehåller, bland mycket annat, Levitus databas omfattande hela världshavet.

Oceanographic Data and Information in Europe, (EU),
www.sea-search.net
ger möjlighet att finna riktlinjer för marin provtagning och databaser i europeiska länder.

GRYAAB, www.gryaab.se
information om avloppsrening m.m. i Göteborgsregionen. Webinteraktiv skolinformation, skolverksamhet, studiebesök m.m.

SIWI, Stockholm International Water Institute, www.siwi.org
forsknings- och utvecklingsverksamhet kring internationella vattenfrågor. Arrangerar Stockholm Water Symposium. Delar årligen ut Stockholm Water Prize och Stockholm Junior Water Prize. Den senare tävlingen är öppen för gymnasieelever i såväl Sverige som i många andra länder.

Stockholm Vatten, www.stockholmwater.se
information om dricksvatten och avloppsvatten i Stockholmsregionen. Information med text, bilder och grafik om vattenkvalitet, reningsmetoder m.m. Omfattande verksamhet riktad till skolor.

VA-verket Göteborg, www.vaverket.goteborg.se
information om vattenrening m.m. i Göteborg.

Avdelningen för Oceanografi, Tel. 031-773 28 70, www.oce.gu.se

Avdelningen för Tillämpad miljövetenskap, Tel. 031-773 37 77,
773 37 43, www.miljo.gu.se

WWF Naturvåktarna, Tel. 08-624 74 00,
www.naturvaktarna.wwf.se
bl.a. kust-, sjö- och åvåktarna. Dokumentation görs av läget längs kuster, sjöar eller åar där elever och lärare tar reda på hur vattnet mår, och om tillståndet blir bättre eller sämre.

water on the web, www.nrri.umn.edu/wow
innehåller mycket om sötvatten men även en del om saltvatten.

Bergman och Beving Instrument, Tel. 08-590 988 00,
www.bbinstrument.pld.se
provtagnings- och analysutrustning, bl.a. HACH.

Göteborgs Termometerfabrik, Tel. 031-68 94 00, www.gtf.se

Lange, Tel. 08-798 05 00, www.lange.se
lab- och analysutrustning, bl.a. Dr Lange och HACH.

Lundgrens Fiskeredskapsfabrik, Tel. 08-10 21 22,
www.lundgrensfiske.com
säljer översiktsnät.

Makab, Tel. 0300-104 80, www.makab.se
provtagnings- och analysutrustning.

Merck Eurolab, www.merckeurolab.se
lab- och analysutrustning och kemikalier.

P-H Tamm Laboratorier AB, Tel. 018-50 20 70, www.tammlab.se
utrustning för provtagning, lab- och analysutrustning m.m.

SWEDAQ, Tel. 0413-334 00, www.swedaq.se,
helt specialiserat företag på försäljning av oceanografisk, limnologisk, hydrologisk och hydrobiologisk mätutrustning. Även enklare utrustning för skolbruk.

Tamro, Tel. 031-706 30 00, www.tamromedlab.se
lab- och analysutrustning, kemikalier m.m.

Litteratur

Allmänt sötvatten

Baurne, Göran. Grundvattenövervakning. Provtagning och fältanalys. Rapport 3688. Naturvårdsverket 1989. ISBN 91 620 3688 2.

Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag, Naturvårdsverket Rapport 4913. 1999. ISBN 91 620 4913 5.

Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Grundvatten, Naturvårdsverket Rapport 4915. 1999. ISBN 91 620 4914 1

Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Klassificering av vattenkemi samt metaller i sediment och organismer. Naturvårdsverket Allmänna Råd 90:4. 1990. ISBN 91 620 0042 X.

Bergil, Calle, Bydén, Stefan. Mäta försurning – Undersökningar av mark och vatten. Inst. för tillämpad miljövetenskap, Göteborgs universitet. 1995. ISBN 91 88376 03 6.

Det evigt vandrande vattnet. Naturvetenskapliga forskningsrådets årsbok 1995. ISBN 91 546 0346 3.

Handbok i intern kvalitetskontroll på vattenlaboratorier. PM 1866. Naturvårdsverket 1984.

Henriksson, L., Brodin, Y. W. (eds): Liming of Acidified Surface Waters, A Swedish Synthesis. Springer, 1995.

Intern kvalitetskontroll. Handbok för vattenlaboratorier. Rapport 3372. Naturvårdsverket 1987. ISBN 91 620 3372 7.

Knuffa för Limnologi. Fältbiologerna 1979. ISBN 91 85094 61 7.

Kontroll av vatten vid ackrediterade laboratorier. Allmänna Råd 90:14. Naturvårdsverket 1990. ISBN 91 620 0053 5.

Lingdell, Pär-Erik, Engblom, Eva. Rena och oförsurade vatten, finns dom? Rapport 3708. Naturvårdsverket 1990. ISBN 91 620 3708 0.

Lundberg, S. & Larje, R. (Red.), Handbok om strömmande vatten. Naturhistoriska riksmuseet och Svenska Naturskyddsföreningen, 2002, ISBN 91-558-6791-X.

Miljö tillståndet i sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket, Fiskeriverket, SCB, SLU och SMHI. 1998.

Monitor 12, Sura och försurade vatten. Naturvårdsverket informerar, Solna 1991. NEXT – systemkoncept för framtida miljödatasystem. Rapport 4420. Naturvårdsverket 1995. ISBN 91 620 4420 2.

Strandbad – vattenkvalitet och kontroll. Allmänna Råd 89:4. Naturvårdsverket 1989. ISBN 91 620 0035 7.

Systems for Testing and Hazard Evaluation of Chemicals in the Aquatic Environment. A manual for an initial assessment "ESTHER". Kemikalieinspektionen Report 4/89. Stockholm 1989.

Sötvatten '90. Aktionsprogram för god vattenkvalitet. Naturvårdsverket informerar. 1990. ISBN 91 620 1093 X.

Tungmetallerna – förekomst och omsättning i naturen. Monitor 1987. Naturvårdsverket. ISBN 91 620 1027 1.

Vattenrecipientkontroll vid skogsindustrier. Allmänna Råd 94:2. Naturvårdsverket 1994.

Allmänt saltvatten

Aagaard Lomstein, Bente, Red. Havsmiljøet ved årtusindskiftet, Olsen og Olsen, 1999, ISBN: 87-85215-33-3

Ackefors, H., Grip, K. The Swedish model for coastal zone management. Rapport 4455. Naturvårdsverket 1995. ISBN 91 620 4455 9.

Aniansson, B. Havet lever – men farligt. Svenska forskare om eutrofiering av våra hav. Naturvårdsverket 1990. ISBN 91 620 1104 9.

Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav, Naturvårdsverket Rapport 4914. 1999. ISBN 91 620 4914 3X

Forum Skagerrak: The Skagerrak environmental state and monitoring prospects. SMHI 2001. ISBN 91-89507-04-5.

Hav '90. Aktionsprogram mot havsföroreningar. Naturvårdsverket informerar. Naturvårdsverket 1990. ISBN 91 620 1082 4.

Havsmiljön, Aktuell rapport om miljö tillståndet i Kattegatt, Skagerrak och Öresund. Ca 2 nr per år. Kontaktgrupp Hav. ISSN 1104 3458.

Havsutsikt. Göteborgs universitet, Stiftelsen Västerhavet. Ca 3 nr per år. ISSN 1104 0513.

Håkansson, L., Rosenberg, R. Praktisk kustekologi. Naturvårdsverket 1987. ISBN 91 7590 183 8.

Karlsson, M., m.fl. Havet – praktiska övningar för studier av havsmiljön. Naturvårdsverket 1994. ISBN 91 620 1140 5.

Kennish, M. Practical Handbook of Marine Science. CRC Press 1994. ISBN 0 8493 3712 7.

Kort 1, Symboler, Förkortningar, Begrepp i svenska sjökort. Sjöfartsverket 2001. ISBN 91 86502-20-4.

Libes, S.: An introduction to Marine Biogeochemistry. John Wiley and sons 1992. ISBN 0-471-50946-9.

MacGarvin, Malcolm. Greenpeace bok om Västerhavet. Streiffert 1993. ISBN 91 7886 052 0.

Miljö tillståndet i svenska kust- och havsområden. Naturvårdsverket 2001. ISBN 91-620-5141-5.

Millero, F., Sohn, M.: Chemical Oceanography. CRC Press 1992. ISBN 0-8493-8840-6.

Pinet Paul R.: Invitation to Oceanography 3rd ed, Jones and Barlett's Publ. 2003. ISBN 0-7637-2136-0.

Sjöberg, Björn. Hav och kust. Sveriges nationalatlas. SNA förlag, Bra Böcker 1992. ISBN 91 87760 13 4.

Svenskt Vattenarkiv, Havsområdesregister 1993. SMHI 1994 nr 60. ISSN 0283 7714.

Thoresson, Gunnar. Handbok för kustundersökningar. Recipientkontroll. Kustrapport 1992:4. Fiskeriverket 1992.

Voipio, A., Leinonen, M. (red.). Östersjön – vårt hav. LT 1994.

Hydrologi

Bydén, S., Nielsen, B.: Vattenöversikt för Laxå kommun, Inst. för vattenbyggnad, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg 1982.

Eriksson, Bertil: Sveriges vattenbalans, Årsmedelvärdet (1931–60) av nederbörd, avdunstning och avrinning. Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut, SMHI rapporter RMK 18, RMO 21, Norrköping 1980.

Göteborgsregionen: Försurningsläget i sjöar och vattendrag, del 2 Lodkartor. Göteborg 1980.

Hydrologi för V2, Undervisningsskrift Nr 1978:06, Institutionen för vattenbyggnad, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg 1978.

Klimat, sjöar och vattendrag. Sveriges nationalatlas. Bra Böcker 1995. ISBN 91 87760 31 2.

Nordström, Bengt: Flödesmätning – vatten. Mätmetoder – felkällor – mät noggrannhet. Naturvårdsverket Rapport 3227, Solna 1989.

Sahlström, K.E.: Sveriges lodade sjöar. Rapporter och meddelanden i stencil Nr 2, SGU, Stockholm 1950.

Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut: Vattenföringen i Sverige. Stockholm 1979.

Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut: Svenskt sjöregister. Norrköping 1983.

Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut/Statens naturvårdsverk: Vattenföringsbestämning vid vattenundersökningar. Liber, Stockholm 1979.

Tryselius, Olof: Runoff map of Sweden. Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut, Meddelande serie C Nr 7. Stockholm 1971.

Tæsler, R.: Klimatdata för Sverige. Stockholm 1972.

Kemiska och fysikaliska undersökningar

Sötvatten

Aastrup, Mats, m.fl. Grundvattnets kemi i Sverige. Rapport 4415. Naturvårdsverket 1996. ISBN 91 620 4415 X.

Balberg, A.M. Koppar i miljön. SNV PM 1424. Naturvårdsverket 1981.

Baurne, Göran: Grundvattenövervakning. Provtagning och fältanalys. SNV Rapport 3688, Solna 1989.

Björnborg, Bruno. Aluminium och dess förekomstformer i ytvatten – Bestämning med pyrokatekolviolet och jonbytesseparation. Rapport 3316. Naturvårdsverket 1987. ISBN 91 620 3316 6.

Borg, H. Bakgrundshalter av spårmetaller i svenska naturvatten. SNV PM 1817. Naturvårdsverket 1984.

Borg, H. m.fl. Rekommendationer för provtagning och analys av spårmetaller i naturvatten. SNV PM 1918. Naturvårdsverket 1984.

Borg, Hans. Ekologiska effekter av fluorer – en litteraturoversikt. SNV PM 707. Naturvårdsverket 1976.

Bydén, S. Mjörn 2000 – en limnologisk studie. Göta Älvs vattenvårdsförbund, 2001.

Bydén, Stefan, Hasselrot, Bengt, Lind, Bo. Referenssjöar i Älvsborgs län, Utvecklingen 1984–1994. Länsstyrelsen i Älvsborgs län Rapport 1995:5. ISSN 1104 8271.

Bydén, Stefan, Wemmer, Rainer. Syrgasbrist i Åsjön, Avd. för tillämpad miljövetenskap, Göteborgs universitet, 1999.

Degerman, Erik. Humösa sjöar. En litteratursammanställning med inriktning på fisk och försurning. Rapport 3415. Naturvårdsverket 1987. ISBN 91 620 3415 4.

Dickson, William: Alkalinitet och pH i svenska vatten 1975–1978. SNV PM 1106, Solna 1978.

Fjärranalys av vattenkvalitet. Statens Naturvårdsverk informerar 1985. ISBN 91 620 1005 0.

Garrett, P. Provtagning av grundvatten och jord. Naturvårdsverket informerar, Solna 1992.

Gibbs, C. R. Introduction to Chemical Oxygen Demand. Loveland, USA 1983.

Göteborgsregionen: Försurningsläget i sjöar och vattendrag, Del 1 och 2. Göteborg 1979 resp. 1980.

Hach, C., Gibbs, C. R. Measurement of color in water. HACH Technical Center for Applied Analytical Chemistry. Loveland, USA, 1979.

Hach Water Analysis Handbook. 4:e upplagan. Hach Company, Loveland, USA 2002.

Hindar, Atle: "Omrörningens effekt på pH-avlesning i ionsvake og ionsterke vannprover ved forskjellig pH målt med elektroder av varierende kondisjon", Vatten 40:312–319, Lund 1984.

Laurent, Sif. Snabbtester för analys av avloppsvatten. Sammanställning och bedömning av metoder från tre tillverkare. Rap-

port 3745. Naturvårdsverket 1990. ISBN 91 620 3745 5.

Lexén, Karin, Borg, Hans. Bestämning av lättreaktiva aluminiumformer i naturvatten. Rapport 3607. Naturvårdsverket 1989. ISBN 91 620 3607 6.

Lindell, E, Lindgren, Ö. Test av en ampullmetod för bestämning av kemisk oxygenförbrukning. SNV PM 1217, Statens naturvårdsverk 1979.

Monitor 1987. Tungmetallerna – förekomst och omsättning i naturen. Naturvårdsverket informerar, Solna 1987.

pH-mätning i jonsvaga vatten, test av pH-elektroder. SNV PM 1695. Naturvårdsverket 1983.

Rast, W., Lee, G. F. Summary analysis of the North American (US portion) OECD Eutrophication Project: Nutrient loading – lake response relationships and trophic state indices. Ecological Research Series, No. EPA-600/3-78-008, US Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory. Corvallis, Oregon, USA.

Rosén, Göran: Naturvårdsverkets metodhandbok vatten. Naturvårdsverket informerar, Solna 1993.

Statens livsmedelsverks föreskrifter om dricksvatten. SLV FS 2001:30.

Surt dricksvatten i brunnen. Naturvårdsverket, Socialstyrelsen, Livsmedelsverket, Solna 1983.

Michael J. Sadar, TURBIDITY SCIENCE, Technical Information Series—Booklet No. 11, Hach Company, Loveland, USA 1998.

Vattenundersökningar – Analysmetoder och handböcker. Naturvårdsverket informerar 1988. ISBN 91 620 3573 8.

Westling, Olle, m.fl.: Deposition och effekter av luftföroreningar i södra och mellersta Sverige. Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning, IVL rapport B 1079, Aneboda 1993.

Åkesson, Lind. Utvärdering av några förenklade metoder för COD-analys. Vatten 39:217–227. Lund 1983.

Saltvatten

Grasshoff, K. Methods of Seawater Analyses. Verlag Chemie 1983. ISBN 0 89573 070 7.

Miljötilståndet i svenska kust- och havsområden, Statistiska centralbyrån, 2002.

Parsons, T., Maita, Y., Lalli, C. A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analyses. Pergamon Press 1984. ISBN 0 08 030287 4.

UNESCO technical papers in marine science. Place de Fontenoy, F-75700 Paris, France:

No 44, 1978. Algorithms for computation of fundamental properties of seawater.

No 50, 1986. Solubility of oxygen in sea water.

1991. Processing of Oceanographic Data.

Biologiska undersökningar

Sötvatten

Appelberg. Kvalitetssäkringsmanual för Fiskeriverkets åldersanalyslaboratorier, 2000.

Appelberg, Magnus, Bergqvist, Björn. Undersökningstyper för provfiske i sötvatten. PM 5:1994, Fiskeriverkets sötvattenlaboratorium. 1994.

Dall, P.C., Iversen, T.M., Kierkegaard, J., Lindegaard, C., Thorup, J.: En oversigt over danske ferskvandsinvertebrater til brug ved bedømmelse af forureningen i søer og vandløb. Ferskvandsbiologisk Laboratorium, Københavns Universitet 1990, ISBN 87 89143 09 4.

Ekologisk metodik – enkla metoder för ekologisk beskrivning, insamling och analys. Lunds universitet, avdelningen för ekologisk botanik. Signum 1977.

Engblom, E., Lingdell, P.-E.: "Artbestämning av Sveriges bäckbaggar", Entomologisk Tidskrift nr 111, 1990, sid. 105–121.

Engblom, E., Lingdell, P.-E.: Bottenfaunans användbarhet som pH-indikator. SNV PM 1741, Solna 1983.

Eriksson, M., Henriksson, L., Larsson, P., Nilsson, B.-L., Nyman, H., Oskarsson, H. & Stenson, J.: Försurning och sjöekologi, Göteborgs Naturhistoriska Museum. Årsbok 1980, sid. 12–20.

Eutrofiering av mark, sötvatten och hav. "Miljön i Sverige '92 – tillstånd och trender" (MIST). Rapport 4134. Naturvårdsverket 1993. ISBN 91 620 4134 7.

Grimås, Ulf. Bottenorganismer, Fältbiologi för ungdom nr 2, Svenska Fältbiologers Ungdomsförbund.

Grimås, Ulf. Handledning i hur man undersöker en sjö, del 2. Bottenorganismer. Svenska naturskyddsföreningen 1969.

Jensén, S. An objective method for sampling the macrophyte vegetation in lakes. Vegetatio 33:107–118. 1977.

Kinnerbäck, A. Standardiserad metodik för provfiske i sjöar. Fiskeriverket informerar 2001:2.

Lundeberg, T., Sundh, I. Biotestmetoder för kommunalt avloppsvatten. En kort översikt. SNV PM 1752. Statens naturvårdsverk, 1984.

Mandahl-Barth, G. Vad jag finner i sjö och å. Norstedts 1986. ISBN 91 1 864012 5.

Membranfiltermetoden MF-S1. Millipore AB 1981.

Muus, Dahlström. Sötvattenfisk och fiske i Europa. Norstedts 1990. ISBN 91 1 873952 X.

Mutvei, H., Forsberg, S., Westermarck, T. Musselskal som miljökemiskt arkiv: försurning och eutrofiering av limniska system. Naturvårdsverket 1989.

Rehnberg, I. Sjöarnas försurningshistoria avslöjas av kiselalger i sedimenten. Rapport 3154. Naturvårdsverket 1986. ISBN 91 620 3154 6.

Rosén, Göran. Tusen sjöar: Växtplanktons miljökrav. Statens Naturvårdsverk 1981. ISBN 91 380 5625 9.

Sandhall, Åke, Berggren, Hans. Mikrobilder – liv i damm och sjö. Esselte Studium 1981.

Stierna-Pooth, I. Undersökning av benthos och kartering av vattnets kvalitet i sjöar och rinnande vatten. Statens Naturvårdsverk (Rapport 3755) 1978. ISBN 91 380 3755 6.

Vattenmossa (*Fontinalis*) som mätare på metallföroreningar. SNV PM 1391. Naturvårdsverket 1981.

Saltvatten

Edler, L. Recommendations on Methods for Marine Biological Studies in the Baltic Sea. Baltic Marine Biol. publ. no 5.

Edler, L., m.fl. Skadliga alger i sjöar och hav. Rapport 4447, Naturvårdsverket 1995. ISBN 91 620 4447 8.

Eklund, Britta. Metodmanual för reproduktionstest med rödalgen *Ceramium strictum*. ITM-rapport 40. Institutet för tillämpad miljöforskning. 1995.

Eliasson, Y., Lindblom, R. Marint Djurplankton. Fortbildningsavdelningen, Göteborgs Universitet.

Eliasson, Y., Björn-Rasmussen, S. Marint Växtp plankton. Fortbildningsavdelningen, Göteborgs Universitet.

Jansson, Kristina. Främmande arter i marin miljö. Introduktioner till Östersjön och Västerhavet. Rapport 4351. Naturvårdsverket 1994. ISBN 91 620 4351.

Lalli, C. M., Parsson, T. R. Biological Oceanography, an Introduction. 1997. ISBN 0 7506 3384 0.

Lipkin, m.fl. Primary production of macrophytes: terminology, approaches, and a comparison of methods. Aquatic Botany 26:129–142. 1986.

Mutvei, H., Forsberg, S., Westermarck, T. Musselskal som miljökemiskt arkiv: marin miljö, särskilt eutrofiering. Naturvårdsverket 1989.

Näslund, A., Rex, M. Krukprojektet – en handledning för kustnära skolor om sam-

ordnade påväxtförsök och planktonstudier. 1990.

Thulin, Jan, Höglund, Johan, Lindesjö, Eric. Fisksjukdomar i kustvatten. Naturvårdsverket informerar 1989. ISBN 91 620 1063 8.

Förutom dessa referenser har vi utnyttjat Svensk standard enligt sidan 130 och "Handbok för miljöövervakning" från Naturvårdsverkets hemsida. De delar som är aktuella finns listade i tabeller i anslutning till de sidor där de använts.

Sakregister

A		Bentisk fauna	92, 94, 112	D	
Absorbans	25, 44f, 72, 103	Bikarbonat	49	<i>Daphnia</i>	101, 114f, 124
Ackumulationsbotten	86	Biogeokemiska transporter	29, 82, 93	Databasvärd	9, 110
Ackreditering	10	Bioindikator	112	DDT	88ff, 116
Advektion	37	Biomarkörer	112	Denitrifikation	60f, 71
Algblooming	117	Biomassa årstidsvariationer	92f, 96, 102	Densitet	18f, 27, 34ff, 43, 47, 68, 82, 129
Algtoxiner	113	Biomassa	46, 63, 92, 95ff, 100ff, 106f, 109f, 112	Deposition	15, 20f, 28, 65, 86
Alkalimetaller	21, 25, 28f, 75	Bioturbation	87	Determinand	11
Alkalinitet	21, 24f, 40, 44, 49f, 52f, 60, 74, 77	Biovolym	100	Detritus	27, 45, 58, 93, 124f
Alkaner	90	Bly	25, 75, 82f, 85f, 116	Diffusion	36f
Aluminium	24f, 28, 40, 66, 72, 75, 80, 82, 124, 133	Blå flagg	117	DIN	63
Ammonium	20f, 25, 27f, 55, 60ff, 64, 67ff	Blågröna alger	69, 112, 117	DIP	65
Anaerob	54f, 56, 60	Blåmussla	98, 112	Dioxin	88
Analysmetoder	8, 60, 92, 110, 133f	BOD, biokemisk syrgasförbrukning	57, 110	Djupmätning	31f
ANC, ANC(alk)	53	Bottenfauna	5, 24, 87, 92, 100f, 112f, 118f, 134	Djurplankton	44, 48, 58, 92, 96, 100f, 124
Anjon	28f	Bottenhavet	26, 67, 73	DOC	59
Anoxi	55f, 72f	Bottenhuggare	86, 118f	DON	63
Antropogen effekt	90	Bottentopografi	39	DOP	65
Area	12f, 23, 31, 95, 107	Bottenviken	26, 42, 67, 69, 73, 115	Downwelling	35
Arealförlust	70	Brackvatten	26, 29	Dricksvatten	7, 13, 42, 44f, 48, 50, 76, 78ff, 110f
Argon	26	Brine	18	DSP	113
Aritmetiskt medelvärde	11	Brunalger	112	Dykinventering	98
Aromater	90	Brunsvatten	40f	Dödvatten	36
Arsenik	25, 82, 84f	Buffertkapacitet	52f		
Askfri torrsvikt, AFDW	96f	Bäckvattenhämtare	6	E	
Atomvikter	127			Egentliga Östersjön	26, 37, 47, 52, 60, 67, 69
Attenuation	47	C		Einstein	46
Avbördningskurva	22	CBALK	53	Ekmanhuggare	86, 119
Avdunstning	16ff, 27, 31, 37	Cerkarier	117	Ekmanlager	34f
Avrinning	5, 13, 15ff, 22, 24, 30f, 42, 45, 59, 62, 65, 67, 70, 72, 85, 91, 109, 133	<i>Chrysocromulina</i>	112, 117	Ekmanström	34f
		Ciliat	100f	Ekosystem	4, 26, 65, 88, 91f, 100, 112
B		Cirkulation	33f, 37, 73, 100	Ekotoxikologi	114f
Badvattenprovtagning	117	COD, kemisk syrgasförbrukning	8, 57ff	Ekivalent	11
Bakterier	11, 44, 55f, 58, 60, 62f, 69, 91ff, 98ff, 110ff, 117	Colibakterier	11, 110f	Elektromagnetisk strålning	47
Baltiska strömmen	38	Corioliskraft	34	Elfiske	105
Barium	74, 77	CTD	43	Enheter	11, 92, 97
		Cyanobakterier	69, 100, 117	Epifauna	94
				Erosion	86

Estuarin cirkulation	37f	Intern våg	36	Longitud	12
Estuarium	26, 37f	IR	59	Lugols lösning	94
Eufotiska zonen	46, 66, 92, 102	Is	18f	Lysimeter	41
Eutrof	4, 24, 63, 66f, 100ff, 112, 120, 132, 134f	Isobar	35, 129	Lågtryck	34, 36
Eutrofiering	4, 63, 66, 100f, 112	Isopykner	129		
		Isoterm	129	M	
F		J		Magnesium	21, 27ff, 74ff
F-värde	53	Jetström	34	Makroalger	114
Filtrering	45, 59, 96, 103, 110	Jonbalans	28f	Makrofauna	118
Finska Viken	39	Jutska strömmen	38	Makrofytter	5, 95
Fisk, provfiske	92, 94, 104f, 113, 116, 134	Järn	7, 25, 27, 44f, 56, 58, 66, 69, 71, 75, 78f, 81f	Mangan	7, 25, 44f, 56, 75, 79, 82
Fisk, fysiologiska undersökningar	105, 116	K		Mangannodul	79
Fiskodling	71	Kadmium	25, 61, 82f, 85f, 116	Marina forskningscentra	15
Fjällanalys	133	Kalcit	49	Markvatten	40f
Flodtillrinning	37	Kalcium	21, 25, 27ff, 41, 49, 53, 71, 74ff, 116	Masspektrometri MS	91
Fluorid	25, 73, 133	Kalium	21, 25, 28f, 43, 58, 63, 65, 76, 94, 116	Maxdjup	5, 13, 33, 56, 107
Fluorometer	45	Kalkning	5, 14, 25, 31, 66, 124, 132	Medeldjup	33, 67, 72
Flygelmätning	23	Karbonat	49	Median	11, 67
FNU	48	Kastvattenhämtare	6f	Meridian	12
Fosfor, fosfat	7, 11, 24f, 56, 64ff, 74, 102, 129	Katjon	20, 28f, 53, 80	Mesotrof	24, 67, 102
Fosforfälla	66	Kattegatt	2, 18, 26, 34, 36f, 42, 54f, 60, 69, 81, 87f, 96, 102, 113, 132	Metan	56
Fosfortillförsel	67, 70	Kemisk syrgasförbrukning	57	Mikrofauna	92
Fotisk zon	46, 56, 61, 66, 92, 102	Kisel	25, 72f	Miljöindikatorer	112ff, 126
Foton	46	Kiselalger	72, 86, 99f, 112	Miljöövervakning	4f, 9f, 14f, 41, 92, 96, 98f, 100, 105, 110, 113, 115ff
Fotosyntes	47, 49, 54, 59, 102	Kjeldahl-kväve	60, 63	MilliSiemens	42f
Friktionsdjup	34	Klorerade ämnen	88f, 116	Mineralisering	68
Frys punkt	18f	Klorid	20f, 25, 27ff, 43, 49, 53, 58, 63, 73ff, 87f, 116	Mjukbotten	94, 98, 118f
Färg	24, 28, 44ff, 75, 78f	Klorinitet	76	Mohrtitrering	76
Färgvärde	28, 44ff, 79	Klorofyll	13, 15, 47, 79, 100, 102f	Molekylär diffusion	36f
Färskvattentillförsel	37f	Knop	26	Musslor	47, 112f, 120, 124
Förorening	5, 10, 13, 14f, 20, 47, 58, 62, 70, 81, 87f, 91, 98f, 110ff, 117f, 120, 124, 126, 132	Knudsens relationer	37	Mättnadsgrad	46, 54f
Förurning	52	Koldioxid	24, 27, 40, 49ff, 57, 59	N	
G		Kolhydrat	45, 97	N/P-kvot	69
Gaskromatografi	8, 91	Koliforma bakterier	111, 117	Nanoplankton	92
Gaslöslighet	54f	Kolsyrasystemet	49f	Natrium	21, 25, 27ff, 75, 77
Geostrofisk ström	35	Kompensationsdjup	46	Nedbrytning	27, 44, 49f, 54f, 57f, 62, 65, 68f, 72, 78, 86, 88, 90f, 93, 124
GIS	12f, 15, 31	Konduktivitet	21, 25, 42f	Nederbörd	4, 13, 16ff, 21f, 25ff, 31, 37, 40, 42, 62, 76f, 133
Gonadsomatiskt index	116	Konservering av prover	6f, 119	Nervällning	35
Gotlandsdjupet	50	Konvektion	18, 27, 37	Nickel	25, 79, 82f, 85
GPS	12, 118	Konventioner, marina	15	Nitrat	20f, 25, 27f, 40, 55, 60ff, 67ff, 74, 76
Grundvatten	9, 19, 25, 31, 40f, 45, 50, 62, 66, 76, 78, 80, 88, 110, 132	Koordinatsystem	12f, 118, 128	Nitrifikation	55, 57, 60f, 71
Grönalger	47, 103, 112, 117	Koppar	25, 27, 40, 75, 79, 81ff, 85, 133	Nitrit	25, 28, 60f, 63f, 67ff
Gulämne	44ff	Kornstorlek	86f, 40	Nodul	79
H		Koalent bindning	90	Normal (N)	11
Haloklin	6, 26f, 37, 54, 61	Krom	25, 58, 76, 82ff	Normalfördelning	10
Havsområdesregister	12	Kromatografi	8, 65, 91	Normalvatten	43
Havsvatten, syntetiskt	43	Krondropp	21	Nutrikin	68
Hjulströmsdiagram	86	Kustfåglar	113	Näringskedja	113
Hoppkräfta	101	Kvalitetskontroll	10, 132	Närsaltsbegränsning	69
Humus	24, 28, 44ff, 58f, 78, 80, 82	Kviksilver	11, 48, 58, 62, 82, 85	Nät	6, 94, 100, 104ff, 113, 131
Huvudkomponenter	29	Kväve	20f, 24f, 57, 60ff, 67ff, 87, 100, 112	Nätansträngning	104f
Hydrologisk cykel	18	Källfördelning	70	O	
Hydrostatiskt tryck	34f	L		Okulärbesiktning	44f, 87
Hypsografisk kurva	33	Laholmsbukten	113	Oligotrof	24, 59, 67, 102
Hårdbotten	94	Landsortsdjupet	39	Olja	87f, 90f, 112
Hårdhet	40, 53, 73ff	Latitud	12, 34	Omgivningsfaktorer	13, 58, 65
Högtryck	36	Ledningsförmåga	21, 42f, 48	Omsättningsstid	4, 13, 25, 29ff, 37, 67, 70f
I		Lermineral	72, 82	Oorganiska näringsämnen	27, 60ff, 67ff
ICES	15, 42	Litoralbotten	118, 138	Opal	72
In situ	7, 43, 45, 110, 115	Ljus	8, 24, 45ff, 68, 90, 96, 98, 102f, 114	Organiska miljögifter	9, 88ff, 105
Infauna	94	Lodkarta	31f	Organiskt material	27, 44, 48f, 55, 57f, 63, 68f, 71, 86f, 91, 93, 96, 102, 124
Infraröd strålning IR	59	Lodning		Ortofosfat	65f
				Ozon	21

P		Spektrofotometer	8, 45, 78ff, 103	Varians	11
PAR	46	Spårämne	23, 27, 81	Vattenbudget	18
PCB	88ff, 116	Stabilitet	37, 42, 68, 71, 88	Vattenförling	4, 22f, 133
Pelagial	110	Stagnationsperiod	56, 71	Vattenhämtare	6f, 54, 94
Pelagiska organismer	94	Standardavvikelse	10f	Vattenmassa	19, 27, 33f, 37, 48f, 55, 71, 92, 94, 101f
Pelagiska nät	104	Standarddjup	7	Vattenmossa	82, 85, 134
Periodiska systemet	127	Streptokocker	110f, 117	Vattenomsättning	5, 26, 30, 37, 68, 71, 88, 92
Permanganatförbrukning	58	Strömkors	23	Vattenstånd	5, 12f, 22f, 25, 36
pH	7, 21f, 24f, 27, 40, 43f, 48ff, 62, 72, 75, 78ff, 85f, 112, 120, 124f, 129, 133f	Strömmar	27, 34ff, 86	Vattenväktare	9
Picoplankton	92	Strömmätning	23, 37	Vegetation	5, 13, 20, 24, 40f, 46, 66, 70, 92f, 95, 97, 100, 118f, 124
Plankton	5, 24, 44, 46ff, 50, 58f, 66, 68f, 72, 92ff, 96, 100ff, 111ff, 120, 124, 126, 134f	Subletal effekt	116	Video	13, 98
Planktonblomning	47, 50, 68	Sublitoralbotten	118	Vind	13, 16, 20, 26, 33ff, 47, 72, 91
Planktonhåv	94	Sugmask	117	Vindström	33f
PMK	14f, 25	Sulfat	11, 20f, 25, 27ff, 40, 42, 53, 55f, 58, 63, 65, 74ff, 79f	Vitmärsla	115
POP, PON	65, 88	Sulfatreduktion	55	Vittring	28, 40, 73
Porvatten	55	Surstöt	19, 22, 44, 53, 79, 118, 120	Vollenweiderdiagram	67
ppb, ppm	11	Suspenderat material	41, 45, 86f	Volym	5ff, 12f, 18f, 23, 27, 30ff, 37, 41, 54, 57f, 94, 97, 100, 103
Primärproduktion	44, 46, 49, 61, 102	Svarta Havet	56	Volymkonservation	37
Produktionsdjup	46	Svavelväte	27, 54ff, 61, 77f, 113, 117	Vågor	35f, 54
Profundalbotten	118	Svensk standard	6, 8, 11, 48, 82, 85, 103, 110, 115, 130	Våtdeposition	20f
Protein	60, 62, 88, 97	Sverdrup	34	Vätvikt	11, 97
Provtagning	4, 6ff, 14f, 21f, 25, 41, 43, 46, 51, 54, 57f, 65, 72, 82, 86f, 91, 94, 100f, 110, 115ff, 128f, 132f	Synligt ljus	46f, 61	Värmebudget	18
PSP	113	Syntetiskt havsvatten	43	Västerhavet	12, 15, 47, 67, 112, 132
Psu	37, 42, 54, 73, 113	Syremättnadsvärde	55	Vätebindning	90
Pyknoklin	19, 27, 35f, 68	Syrgas	5, 7, 24, 27, 46, 48, 50ff, 54ff, 60ff, 66, 68f, 71f, 77ff, 81f, 87, 91, 98, 101f, 112f, 117f, 120, 129	Växtplankton	5, 46, 58f, 69, 72, 92f, 96, 100ff, 103, 112f, 124, 135
Påväxt	99f, 125, 135	System Aqua	5	W	
R		T		Winklertitrering	54, 56
Redfields kvoter	69	Temperatur	6, 11, 13, 15f, 18f, 22, 24, 26f, 33f, 42f, 46, 48, 51f, 54f, 57, 59, 66, 88, 90ff, 102f, 104, 118f, 129	Z	
Redox	55, 115	Termistor	48	Zink	25, 75, 79, 82, 84ff
Respiration	102	Termohalin	27, 37	Zooplankton	44, 48, 58, 92, 96, 100f, 124
Retention	70f	Termoklin	6, 26f, 36, 68, 94	Å	
Rigabukten	39	Testorganism	114f	Ålands Hav	39
Ruttnerhämtare	6, 41, 48	Tidvatten	26, 34ff	Årstidsvariationer biomassa	68
Rödalger	98, 114, 135	TOC, totalt organiskt kol	25, 57ff, 63, 89	Ö	
Rödlistad art	92	Topografi	12f, 20, 30, 32, 37, 40, 47	Ökenfärg	47
S		Torrdeposition	20f	Östersjön	12, 15, 18, 26f, 29, 35ff, 42, 46f, 52, 54, 56, 60, 66f, 69, 73, 78f, 81, 85, 87f, 90, 101f, 112f, 115, 117, 129, 133, 135
Salinometer	43	Torrsubstans	66, 96	Överfall	23
Salthalt	5, 7, 18f, 26f, 29, 34, 37, 42f, 45, 49, 52, 54f, 58, 63, 72f, 75ff, 87, 113, 129	Torrsvikt	72, 81, 87, 89, 91, 96f	Övergödning	101, 112
Satellitbild	13	Torsk	113, 115	Övermättnad	54
Secchiskiva	46	Totalfosfor	7, 64f, 67, 69f, 102, 128		
Sediment	8, 24, 37, 45, 55f, 65f, 68, 71ff, 81f, 85ff, 89, 91f, 94, 96, 113, 115, 120, 132	Totalhårdhet	74		
Sedimentation	65, 71f, 82, 86f	Totalkväve	25, 60, 63f, 67ff		
Sedimentationshastighet	87	Toxicitetstest	114f		
Sektion	22f, 32, 86, 104, 129	Transmission	48		
Shannonindex	120	Transportbotten	86, 118		
Sigmavärde	27	Trofigrad, -nivå	24, 67, 102		
Siktdjup	4, 13, 24, 44, 46ff, 104	Tryck	16, 34ff, 43, 54f, 57, 63, 90		
Siktskiva	46	Tröskel	7, 56		
Silikat	72f	Tröskeldjup	7, 13		
SIS	4, 6ff, 11, 54, 58, 114, 128, 130f	Tungmetaller	7, 24, 41, 82, 85f, 116, 132f		
Sjökoordinater	12, 128	Turbiditet	48, 134		
Sjökort	12, 33, 95, 98, 129	Turbidometer	48		
Sjöregister	12	Turbulens	36f		
Skagerrak	26, 39, 42, 69, 73, 113	Typvärde	11		
Skiktning	5, 27, 31, 37, 42, 66, 100	Täckningsgrad	92, 94f, 98		
Snabbanalysats	8	U			
Snö	16, 19	Ultraviolett strålning UV	8, 47, 59, 61, 110		
Solljus	46f, 90	Uppehållstid	37, 81, 110		
Somatisk vikt	116	Uppvällning	35, 61		
Sparkprovtagning	118, 125	V			
		Van Veen huggare	118		
		Variabler	4f, 7f, 11, 15, 24f, 37, 48, 55, 60, 92, 100, 110, 115f, 129		

Mäta vatten presenterar principer för kemiska, fysikaliska och biologiska undersökningar av sött och salt vatten. Boken ger teori och praktik kring en rad mätvariabler och mätmetoder samt hänvisningar till officiella metodbeskrivningar. Kemiska, biologiska och hydrologiska samband i hav, sjöar och vattendrag förklaras.

Mäta vatten är en guide för att tolka mätvärden i sjöar, vattendrag och hav. "Normala" värden i sötvatten och saltvatten anges liksom gränsvärden för dricksvatten. I diagram och kartor sammanställs mätvärden för 27 olika variabler, baserade på mätningar i fyra tusen sjöar. Med aktuella mätvärden kan du i dessa diagram bedöma din sjös status, och jämföra med andra sjöar i Sverige.

Mäta vatten är producerad i samarbete mellan avdelningen för Tillämpad miljövetenskap och avdelningen för Oceanografi, båda vid Göteborgs universitet och vetenskapscentret Universeum, också i Göteborg.

Mäta vatten behandlar bland annat:

Uppläggning av en undersökning ♦ Provtagning och provhantering
Temperatur ♦ Salthalt ♦ Vattenomsättning ♦ Strömmätning
Konduktivitet ♦ Färg ♦ Siktdjup ♦ pH ♦ Alkalinitet ♦ Syrgas
Biokemisk och kemisk syrgasförbrukning ♦ TOC ♦ Kväve ♦ Fosfor
Kisel ♦ Fluorid ♦ Totalhårdhet ♦ Klorid ♦ Sulfat ♦ Järn ♦ Mangan
Aluminium ♦ Koppar ♦ Tungmetaller ♦ Organiska ämnen
Vattenväxter ♦ Biomassa ♦ Dykinventering ♦ Påväxt ♦ Växt- och
djurplankton ♦ Primärproduktion ♦ Klorofyll ♦ Provfiske
Bakterier och mikrosvampar ♦ Toxicitetstester ♦ Fysiologiska
hälsoundersökningar på fisk ♦ Badvattenkvalitet ♦ Bottenfauna

TREDJE REVIDERADE OCH UTÖKADE UPPLAGAN



GÖTEBORGS UNIVERSITET
Institutionen för miljövetenskap och kulturvård
ISBN 91 88376 22 2

