

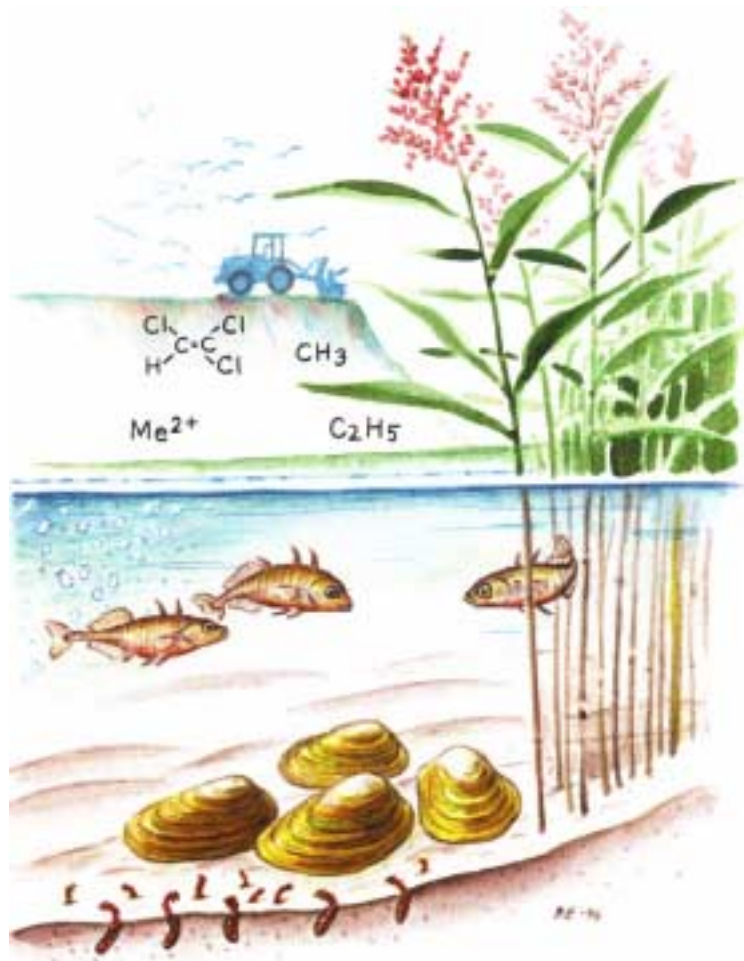


rapport

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Handbok för Lakvattenbedömning

Metodik för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag



Cecilia Öman, Marianne Malmberg och Camilla Wolf-Watz

B 1354

Stockholm, april 2000

RFV Rapport 00:7

*Vatten är mitt hem.
Vatten gör vad som helst för mej.
Vatten är min känsla.
Vatten kommer alltid att vara min och alla andras.
Vatten hur ska jag tacka dej? Vatten å vatten hur ska jag tacka dej?
Vatten å vatten hur ska jag tacka dej egentligen? Säg, säg, säg är du snäll.
Men om du ändå inte vill så är du ändå min.*

Johanna Öman



Organisation/Organization IVL Svenska Miljöinstitutet AB IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.	RAPPORTSAMMANFATTNING Report Summary
Adress/address Box 21060 100 31 Stockholm	Projekttitel/Project title
Telefonnr/Telephone 08-598 563 00 / +46-8-598 563 00	Anslagsgivare för projektet/ Project sponsor Naturvårdsverket, Renhållningsverksföreningen (RVF) och 12 avfallsbolag
Rapportförfattare/author Cecilia Öman, Marianne Malmberg och Camilla Wolf-Watz	
Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report Handbok för lakvattenbedömning – Metodik för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag	
Sammanfattning/Summary <p>Lakvatten från avfallsupplag innehåller föreningar som kan vara miljöfarliga, men det är svårt att bedöma lakvattnets påverkan på miljön. Syftet med föreliggande projekt har varit att utveckla en metodik med vilken lakvatten från avfallsupplag kan karakteriseras. Karakteriseringsmetodik har utformats som ett paket med fem delprogram; A) allmän karakterisering, B) metaller och andra grundämnen, C) metallorganiska föreningar, D) organiska föreningar och organiska summaparametrar samt E) toxicitet.</p>	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren /Keywords Karakterisering, lakvatten, lakvattensediment, kemiska analyser, miljöföroreningar, toxikologiska tester, provtagning, provhantering, metaller, metallorganiska föreningar, organiska föreningar	
Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data IVL Rapport/report B 1354	
Beställningsadress för rapporten/Ordering address IVL, Publikationsservice, Box 21060, S-100 31 Stockholm fax: 08-598 563 90, e-mail: publicationservice@ivl.se	

Tillkännagivanden

Författarna vill tacka Naturvårdsverket, Renhållningsverksföreningen och medverkande avfallsbolag för finansiering av föreliggande projekt och för ett mycket gott samarbete.

Projektet har finansierats till hälften av

- Naturvårdsverket

och till hälften av näringslivet. Finansiärer från näringslivet har varit:

- Svenska Renhållningsverksföreningen (RVF),
- Söderhalls Renhållningsverks AB (SÖRAB),
- Tekniska verken i Linköping AB,
- Ragn Sells AB tillsammans med Ragnar Sellbergs Stiftelse,
- Västmanlands avfallsaktiebolag (VAFAB),
- Göteborgsregionens avfallshantering (Renova AB),
- Härnösands Energi och Miljö AB,
- Norra Åsbo Renhållning AB (NÅRAB),
- SRV Återvinning AB,
- Västra Mälardalens Renhållnings AB,
- Motala kommun,
- Nordvästra Skånes Renhållnings AB (NSR) och
- Uppsala kommun.

Ovanstående har även på ett förtjänstfullt sätt medverkat i en referensgrupp som har träffats regelbundet under projektets gång.

Sammanfattning

Lakvatten från avfallsupplag innehåller föreningar som kan vara miljöfarliga, men det är svårt att bedöma lakvattnets påverkan på miljön. För karakterisering av lakvattnet från avfallsupplag och av dess giftighet finns inga fastställda allmänna metoder. Syftet med föreliggande projekt har varit att utveckla en metodik med vilken lakvatten från avfallsupplag kan karakteriseras. Karakteriseringsprogrammet ska, på ett kostnadseffektivt och praktiskt genomförbart sätt, beskriva väsentliga egenskaper hos lakvatten.

Karakteriseringsmetodikerna har utformats som ett paket med fem delprogram; A) allmän karakterisering, B) metaller och andra grundämnen, C) metallorganiska föreningar, D) organiska föreningar och organiska summaparametrar samt E) toxicitet. Urvalet av *allmän karakteriserande* parametrar är relativt okomplicerat och detta delprogram ger förmodligen den viktigaste bakgrundsinformation som kan behövas om ett lakvatten. För *metaller och andra grundämnen* har paketet av kostnadsskäl delats i två grupper. Den första gruppen omfattar ämnen som är tidigare identifierade som miljöstörande eller som ger värdefull bakgrundsinformation. Dessa bör analyseras ofta. Den andra gruppen inkluderar ämnen som är mer okända eller där analysmetoden är osäker och för dessa är rekommendationen att ämnena kan analyseras mer sällan. För *metallorganiska* föreningar är tillgången på analysmetoder mycket begränsad. Av detta skäl är endast två typer av metallorganiska föreningar inkluderade i karakteriseringsprogrammet. För *organiska föreningar* finns inga klara gränser för vilka som bör ingå i karakteriseringspaketet. Även här har ämnesgrupperna som ingår i programmet delats upp i två grupper. Bland de föreningar som rekommenderas att analyseras ofta ingår sådana som är identifierade som miljöstörande, som ofta förekommer i lakvatten, som representerar olika egenskaper och som är mindre kostsamma att analysera. Bland de föreningar som kan analyseras mer sällan ingår ett stort urval av olika grupper. Som komplement till specifika ämnen rekommenderas organiska summaparametrar. För karakterisering av *toxicitet* har ett stegvis uppbyggt testpaket utformats. Beslut om toxicitetstestning bör alltid föregås av analys av salt och ammonium, eftersom de ofta höga halterna i lakvatten är toxiska för flertalet testorganismer. Basen i testprogrammet utgörs av mindre kostsamma tester avseende akut toxicitet. Följande steg innehåller tester med salttåliga organismer samt recipient- och behandlingsorienterade tester.

Låga koncentrationer av analyserade föreningar kan inte tolkas som att lakvattnen inte är miljöfarliga. Dels kan stora volymer medföra att signifikanta mängder ändå kommer ut i miljön och dels så lagras bioackumulerbara ämnen upp i miljön. Vidare innebär höga toxicitetsvärden att lakvattnen är miljöfarliga medan låga toxicitetsvärden kan inte självklart kan friklassa vattnen. I rapporten betonas lakvattnens miljöfarliga egenskaper, men det är viktigt att poängtera att studien inte jämför lakvattnens miljöfarlighet med andra vattenutsläpp. Resultaten presenteras i två rapporter, dels en rapport som beskriver projektets utförande, slutsatser och erhållna analysresultat (Öman et al. 2000), dels föreliggande rapport som utgår ifrån slutsatserna från parallellprojektet och som ska kunna användas som en handbok vid lakvattenkarakterisering.

Abstract

It is well established that leachates from landfills contain environmentally hazardous pollutants, it is however difficult to assess their overall environmental effect. Furthermore, no general standard procedure is yet available for the determination of toxicity and characterisation of leachates from landfills. The aim of this project was thus to develop such methodology. Using cost-efficient and practical procedure, the characterisation routine should be able to describe the essential properties of the leachates.

The central characterisation program has been based on five sub-routines; A) general characterisation, B) metals and other elements, C) organometallic species, D) organic compounds and sum of organic parameters, and E) toxicity. The choice of the general characterisation parameters is relatively clear and this sub-routine gives probably the most important background information for the leachates. For metals and other elements, a further division into two groups has been made based on the required analysis frequency (cost considerations); (i) elements previously identified as environmentally hazardous (or giving vital background information for the leachates) with frequent analyses, and (ii) elements which are less known or when the analysis method is more uncertain, requiring less frequent analyses. For organometallic species, the analysis methods available are very limited and only two types are considered in the characterisation program. Regarding the organic compounds, there are no clear directions as to which should be included in the program. Even in this sub-routine two groups have been used based on analysis frequency. A relatively tight analysis schedule should be practised for identified, environmentally hazardous species which are abundant in leachates, represent different properties and not least, have lower analysis costs. A large number of different organic compounds are however represented in the group having a recommended low analysis frequency. As a compliment to the specific organic compound sub-routine, the sum of organic parameter sub-routine is recommended. Suitable test organisms for characterisation of toxicity are chosen based on the occurrence of salt and ammonium. Primarily, the program uses tests for acute toxicity since these usually have lower costs. Depending on the importance of the characterisation, more advanced tests may be necessary.

Low concentrations of analysed pollutant species, do not always indicate a less hazardous leachate. Large volumes of the leachwater can mean that significant quantities are still released to the environment and also some species can biologically accumulate so that concentrations increase with time. Similarly, although high toxicity levels implicate an environmentally hazardous leachate, low toxicity levels do not necessarily free-list a leachwater.

The report emphasises the environmentally harmful properties of leachwater, but it should be noted, that comparisons with other wastewater discharges fall outside the scope of this study. Some species present in leachwater can even be found in other wastewaters. The results from the study are presented in two reports; a report describing the project's procedure, obtained analysis results and conclusions (Öman et al. 2000) and, the present report (handbook for leachate characterisation) which is based on conclusions from the parallel project.

Innehållsförteckning

Förkortningar och definitioner	8
Förord.....	10
1. Inledning.....	11
1.1 Tidigare studier	11
2. Karakteriseringsprogram	13
A. Allmän karakterisering	14
B. Metaller och andra grundämnen	15
C. Metallorganiska föreningar.....	17
D. Organiska föreningar och organiska summaparametrar	18
E. Toxicitet.....	21
2.1 Sammanställning av karakteriseringsprogram med namngivna specifika föreningar	25
3. Karakteriseringsprogrammets tillämpning	28
3.1 Definition av syftet med studien	29
3.2 Beslut om vilka delprogram som ska ingå (A-E).....	29
3.3 Val av matris (typ av prov)	30
3.4 Val av provtagningspunkter	30
3.5 Val av provtagningsfrekvens	30
4. Provtagning.....	32
4.1 Förberedelser.....	32
4.2 Provtagningsutrustning	33
4.3 Vid provtagningsplatsen	35
4.4 Provtagningsmetod	35
4.5 Transport till laboratorium.....	37
5. Provhantering före analys.....	38
5.1 Filtrering	38
5.2 Förvaring och konservering	38
6. Analys.....	41
6.1 Analysmetoder	41
6.2 Störningar.....	42
6.3 Detektionsgränser	42
7. Utvärdering av resultat	42
7.1 Resultat från tidigare karakteriseringar av lakvatten	43

7.2	Bakgrundsvärden	43
7.3	Gräns- och riktvärden	44
7.4	Enskilda föreningars farlighet.....	45
7.5	Uppmätta värden för toxicitet	45
8.	Diskussion	46
9.	Referenser	46
	Bilaga 1. Karakteriseringsprogram som har föreslagits i tidigare studier	49
	Bilaga 2. Information om enskilda parametrar	55
	Bilaga 3. Provtagningsutrustning och provhantering enligt Svensk Standard.....	75
	Bilaga 4. Provtagningsprotokoll	77
	Bilaga 5. Resultat från tidigare karakteriseringar	79
	Bilaga 6. Bakgrundshalt.....	92
	Bilaga 7. Gräns- och riktvärden	93
	Bilaga 8. Jämförelse med enskilda föreningars farlighet.....	100

Förkortningar och definitioner

Aerob	Syreinhållande
Akuttoxisk	Kraftig, tämligen omedelbar påverkan på en testorganism
Algtest	Toxicitetstest med en mikroskopisk alg
Alifatiska kolväten	Kolväten med raka, oöppnade kedjor
Alkalinitet	Alkalinitetens storlek är ett mått på vattnets förmåga att motstå försurning.
Alkaner	Kolväten med mättade alifatiska kedjor
Anaerob	Syrefri
AOX	Adsorberbara organiska halogenerade ämnen eller ämnesgrupper
Aromatiska kolväten	Kolväten som innehåller bensenringar.
Bioackumulerbara ämnen	Ämnen som förekommer i högre koncentrationer i biota än i omgivande medie
Biomagnifierbara ämnen	Ämnen som förekommer i stigande koncentrationer med ökande trofivåer dvs längre upp i näringskedjan
BOD	Biokemisk syreförbrukning (Biochemical Oxygen Demand)
Ceriodaphnia test	Toxicitetstest med ett mikroskopiskt kräftdjur
COD	Kemisk syreförbrukning (Chemical Oxygen Demand)
Denitrifikation	Reduktion av nitrit eller nitrat under medverkan av bakterier
DOC	Löst organiskt kol (Dissolved Organic Carbon)
EC ₅₀ , EC ₂₀ , EC ₁₀	Den koncentration som ger specificerad effekt hos 50 %, 20 % respektive 10 % av försöksorganismerna (Effect Concentration)
EGOM	Extraherbart gaskromatograferbart organiskt material
EOX	Extraherbara organiska halogenerade ämnen eller ämnesgrupper
Essentiell	Livsviktig, krävs för överlevnad
Eutrofiering	Övergödning
Halogenerade ämnen	Organiska föreningar som innehåller, fluor, klor, brom eller jod
Katjon	En positivt laddad jon
Kolloider	Små partiklar
K _{ow}	Fördelningskoefficient för ett ämne mellan oktanol och vatten. Mått på ämnets hydrofobicitet
LC ₅₀ , LC ₂₀ , LC ₁₀	Den koncentration som orsakar 50 %, 20 % respektive 10 % dödlighet hos försöksorganismerna (Lethal Concentration)
LOEC	Den lägsta koncentration där specificerad effekt observeras

MATC	Maximalt acceptabel toxisk koncentration dvs geometrisk medelvärde av NOEC och LOEC
Microtox-test	Screeningstest med marin luminicerande bakterie
Mutagenicitet	Ämne eller ämnesgrupps förmåga att förändra det genetiska materialet i celler
MVA	Multivariat dataanalys
Nitrifikation	Oxidation av ammoniumjoner (eller ammoniak) till nitrit och nitrat under medverkan av bakterier.
NOEC	Den högsta koncentration där specificerad effekt inte observeras
NOTEL	Den nivå då ingen toxisk effekt observerades (No-observed-toxic effect-level)
PBS	Potentiellt Bioackumulerbara Substanser
pH	Negativa logaritmen för vätejonaktiviteten i mol/l.
POC	Flyktigt organiskt kol
POP	Persistenta organiska föroreningar
Redoxpotential	Ett mått på elektronaktiviteten (och syrehalt) och kan sägas vara ett mått den drivkraft varmed ett ämne kan oxideras.
Reproduktion	Fortplantning
Suspenderade	Uppslammade
TOC	Totalt organiskt kol

Kemiska beteckningar för grundämnena

Ag	Silver	In	Indium	Rh	Rodium
Al	Aluminium	K	Kalium	S	Svavel
As	Arsenik	La	Lantan	Sb	Antimon
Ba	Barium	Li	Litium	Sc	Skandium
Be	Beryllium	Mg	Magnesium	Se	Selen
Bi	Vismut	Mn	Mangan	Sn	Tenn
Ca	Kalcium	Mo	Molybden	Sr	Strontium
Cd	Kadmium	Na	Natrium	Te	Tellur
Co	Kobolt	Nb	Niob	Tl	Tallium
Cr	Krom	Ni	Nickel	V	Vanadin
Cu	Koppar	Pb	Bly	W	Volfram
Fe	Järn	Pd	Palladium	Y	Yttrium
Ga	Gallium	Pt	Platina	Zn	Zink
Ge	Germanium	Rb	Rubidium	Zr	Zirkonium
Hg	Kvicksilver				

Förord

Detta projekt har tillkommit på initiativ av IVL och är finansierat av Naturvårdsverket och näringslivet tillsammans.

Följande personer har medverkat i projektets referensgrupp (under hela eller delar av projektet):

Herman Brundin och Hanna Gustafson	SÖRAB
Katarina Ingvarsson	Tekniska verken i Linköping
Staffan Ågren	Ragnar Sellbergs Stiftelse
Ingemar Stenbeck	Ragn Sells Avfallsbehandling AB
Christer Nordling	VAFAB
Eva Johansson	Renova AB
Peter Häggström	Härnösand Energi och Miljö AB
Dan Waldemarsson och Johanna Torstendahl	NÅRAB
Anna Thuresson och Barbro Broman	Västra Mälardalens Renhållnings AB
Leif Nilsson och Anette Ekman	Motala kommun
Jan-Erik Meijer och Åsa Bengtsson	NSR
Marina Jonsson	Uppsala Kommun
Elisabeth Svensson och Tomas Forslund	SRV Återvinning AB
Thomas Rihm	RVF
Lena Pettersson	Länsstyrelsen i Stockholms län
Helena Helgesson och Florence Axelsson	Länsstyrelsen i Östergötlands län
Ola Wik	Länsstyrelsen i Gävleborgs län
Karin Öberg, Magnus Montelius, Cecilia Aulin, Fredrika Norman och Sofia Tingstorp	Naturvårdsverket
Bengt-Erik Bengtsson	ITM, Stockholms universitet
Lena Wennberg	IVL - Ansvarig för toxicitetstudier under 1996/97 (Öman och Wennberg 1997)
Marianne Malmberg	IVL - Ansvarig för toxicitetstudier under 1997/98 och 1998/99
Camilla Wolf-Watz (f Spännar)	IVL - Projektsamordnare under 1997/98 och 1998/99
Cecilia Öman	IVL - Projektledare under hela perioden

1. Inledning

Lakvatten från upplag med hushållsavfall och industriavfall innehåller föreningar som kan vara giftiga för organismer eller på annat sätt miljöfarliga. På grund av den stora mängden föreningar i lakvattnet är det inte möjligt att analysera alla, det är i verkligheten endast realistiskt att analysera en bråkdel, med tanke på befintliga analysmetoder och kostnader. Kunskapen är begränsad om vad som händer med dessa ämnen i upplaget och vad som hamnar i lakvattnet (Öman, 1998), varför det kan vara svårt att bedöma lakvattnets påverkan på miljön. Effekterna av de miljöpåverkande föreningarna är dessutom mycket olika.

För karakterisering av lakvattnet från avfallsupplag och av dess giftighet finns inga fastställda allmänna metoder. Syftet med föreliggande projekt har varit att utveckla en metodik med vilken lakvatten från avfallsupplag kan karakteriseras. Karakteriseringsprogrammet ska, på ett kostnadseffektivt och praktiskt genomförbart sätt, beskriva väsentliga egenskaper hos lakvatten som kan användas som underlag för bland annat miljöriskbedömningar och val/utvärdering av lakvattenbehandlingsmetoder.

Projektet syftar alltså till att identifiera miljöstörande egenskaper hos lakvatten, eftersom det främst är med avseende på dessa som man vill karakterisera. I rapporten betonas därmed lakvattnens miljöfarliga egenskaper, men det är viktigt att poängtera att studien inte jämför lakvattens miljöfarlighet med andra vattenutsläpp. Många av de parametrar som studeras här har inte tidigare använts vid karakteriseringar och ämnen som detekterats i lakvatten kan även finnas på andra ställen i miljön.

Resultaten presenteras i två rapporter, dels en rapport som beskriver projektets utförande, slutsatser och erhållna analysresultat (Öman *et al.* 2000), dels föreliggande rapport som utgår ifrån slutsatserna från parallellprojektet och som ska kunna användas som en handbok vid lakvattenkarakterisering.

1.1 Tidigare studier

Karakterisering av avloppsvatten och lakvatten har även tidigare varit föremål för undersökningar och flera karakteriserings- och analysprogram har föreslagits. I Bilaga 1 finns sammanställt karakteriseringsprogram från följande projekt:

- Karakterisering av lakvatten från avfallsupplag (Naturvårdsverket, 1989a).
- Metodik för karakterisering av industriella avloppsvatten, KIU (Naturvårdsverket 1989b).

- Kartläggning av utsläpp av stabila organiska ämnen från kemiindustrin, STORK (Naturvårdsverket, 1996).
- Beskrivning av hur ett potentiellt förorenande objekt ska undersökas och hur risker som objektet orsakar på miljön ska klassificeras, MIFO modellen (Naturvårdsverket 1999a).
- Bedömningsgrunder för förorenad mark (Naturvårdsverket, 1999a).
- Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999b).
- Bedömningsgrunder för grundvatten (Naturvårdsverket, 1999c).
- Förslag på bekämpningsmedel som bör ingå vid analyser av grundvatten (Naturvårdsverket 1999c).

Tidigare program har inriktats mot summaparametrar snarare än mot enskilda föreningar. Med ny dokumenterad kunskap om förekomsten av enskilda föreningar (Öman 1998, Öman et al. 2000) föreslås att även enskilda föreningar ska ingå i karakteriseringsprogrammet. Detta gäller framför allt organiska föreningar, men även metallorganiska föreningar föreslås ingå i framtida karakteriseringsprogram. För bestämning av toxicitet föreslås i de flesta tidigare karakteriseringsprogram ett antal tester med olika organismer. Emellertid är de ofta höga ammonium- och salthalterna i lakvatten toxiska mot flertalet testorganismer (Öman et al. 2000). Därför bör val av testorganismer föregås av bestämning av ammonium- och kloridhalt i lakvattnen. I karakteriseringsprogram bör även noggrann information om all hantering av prov före analys ingå, eftersom tolkning av analysresultat förutsätter att hela provkedjan är känd: provtagningsplatsen och dess egenskaper, provtagningsmetodik, typ av provtagningskärl, provbehandling, provtransport, lagring och analysmetodik.

2. Karakteriseringsprogram

Programmet för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag är uppdelat i fem delprogram. De olika delprogrammen är uppbyggda så att de ska kunna användas separat, dvs vid behov ska lakvatten kunna karakteriseras med avseende på enskilda program. Vissa parametrar förekommer därmed i flera delprogram. Vid bred karakterisering, där fler delprogram ingår analyseras dubblerade parametrar bara i ett av programmen.

Varje program presenteras i detalj i kommande kapitel. I kapitel 2.1 presenteras en sammanställning av alla delprogram med ingående enskilda parametrar och föreningar och i Bilaga 2 finns en sammanställning av information om de olika parametrarna. I kapitel 3 presenteras hur karakteriseringsprogrammet ska tillämpas.

Analys av lakvatten bör kompletteras med analyser av lakvattensediment som provtagits i anslutning till lakvattenproverna. Lakvattensediment utgörs av partiklar som transporterats med lakvattnet. Analys av lakvattensediment ger information om mindre vattenlösliga föreningar som finns i lakvattnet.

Delprogrammen är följande:

- A. Allmän karakterisering
- B. Metaller och andra grundämnen
- C. Metallorganiska föreningar
- D. Organiska föreningar och organiska summaparametrar
- E. Toxicitet

A. Allmän karakterisering

Urvalet av allmän karakteriserade parametrar är relativt okomplicerat. Det finns redan stor erfarenhet av dessa parametrar och flera av dem har tidigare ofta analyserats i lakvatten. Parametrar som ingår i delprogrammet är generellt mindre kostsamma att analysera. Detta delprogram kan anses som relativt fullständigt och ger förmodligen den viktigaste bakgrundsinformationen som kan behövas om ett lakvatten.

Den allmänna karakteriseringen ger ingen information om miljöfarliga enskilda ämnen andra än närsalter och salter. Lakvatten med låga värden på till exempel COD, BOD, TOC, DOC och POC kan innehålla föreningar som är miljöfarliga i låga koncentrationer t ex bioackumulerbara ämnen.

COD_{Cr} inkluderar ett starkare oxidationsmedel än COD_{Mn} och är därmed bättre för lakvatten. COD_{Mn} lämpar sig mer för naturliga recipientvatten. Men COD_{Cr} bedöms av författarna som miljömässigt olämplig på grund av tillsatsen av kvicksilver vid analysen. Vid alla tillfällen när COD_{Cr} ej är av särskild betydelse (t ex för att kunna göra BOD/COD kvot eller jämföra med tidigare COD värden) bör COD_{Cr} uteslutas ur programmet.

Delprogram A. Allmän karakterisering inkluderar följande parametrar:

Lakvatten

1. pH, konduktivitet, salinitet, temperatur.
2. Partiklar: Suspenderat material, glödningsrest.
3. Summaparametrar för organisk kol: (COD_{Cr}), BOD₇, TOC, DOC, POC.
4. Närsalter: Ammonium (N-NH₄⁺), nitrit och nitrat (N-NO₂⁻ + NO₃⁻), ammonium och organiskt kväve (N-Kjeldal), kväve totalt (N-total), fosfat (P-PO₄²⁻), fosfor totalt (P-total).
5. Salter: Salinitet, klorid (Cl⁻), vätekarbonat (HCO₃⁻), sulfat (SO₄²⁻), fluorid (F⁻).

Ytterligare parameter som kan vara värdefulla att bestämma i lakvatten i vissa sammanhang är alkalinitet och redoxpotential.

Lakvattensediment

1. Partiklar: Torrsubstans (TS), glödningsrest.
2. Summaparametrar för organiskt kol: TOC.

Dessutom bestäms utomhustemperaturen.

Programmets tillämpning

Delprogram A håller en relativt låg kostnadsnivå. Programmet ger allmän bakgrund om lakvattnens karaktär och kan med fördel användas ofta.

B. Metaller och andra grundämnen

Uppmärksamheten kring hittills relativt okända grundämnen som cirkulerar i samhället har ökat (Sternbeck och Östlund 1999). Det finns idag ingen anledning att utesluta något ämne ur ett karakteriseringsprogram eftersom kunskapen om effekterna av dessa nyli- gen uppmärksammade föreningar är begränsad. Analys av varje enskilt ämne är inte kostsamt men eftersom antalet ämnen är stort blir den totala kostnaden ändå betydande. Därför har karakteriseringspaketet indelats i två grupper, dels ämnen som bör analyseras ofta och dels ämnen som kan analyseras mer sällan. Uppdelningen har grundats på att ämnen, som utifrån dagens kunskap kan betraktas som mest relevanta för miljön, ska analyseras ofta. Vissa miljörelevanta ämnen, som kan vara svåra att analysera, kan dock analyseras mer sällan (t ex Pt, Te, Tl), medan ämnen, som kan ge viktig bakgrunds- information om provets karaktär, bör analyseras ofta (t ex Na, K, Mg, Ca). Grund- ämnen, som ingår i gruppen ”kan analyseras mer sällan” och som efter analys visar sig föreligga i anmärkningsvärt höga koncentrationer, bör analyseras ofta. Samtidigt kan ämnen i gruppen ”bör analyseras ofta”, som föreligger i signifikant låga koncentratio- ner, analyseras mer sällan. För bedömning av vad som kan anses vara höga respektive låga koncentrationer jämförs t ex med gräns- och riktvärden, eller med tidigare karakte- riseringar av andra lakvatten och lakvattensediment (Bilaga 5).

Metallers miljöfarlighet är beroende av deras förekomstform. I karakteriseringspro- grammet ingår att vid behov och när möjlighet finns, ange förekomstform av metaller. Metallorganiska föreningar är en förekomstform som behandlas separat i nästa kapitel. Metallerna bör primärt analyseras som totalhalter efter uppslutning av proverna. Upp- slutning innebär att en stor andel (eventuellt all) metall som förekommer i provet analy- seras. Vidare bör hela provet analyseras, partiklar ska inte filtereras bort eftersom även partikelbundna metaller kan ha miljöstörande effekter. Dessutom finns risk att filtre- ringen i sig orsakar felaktiga analysresultat, eftersom metallkoncentrationerna i lakvat- ten är låga och risken för kontaminering är stor. Vissa ämnen kräver specifika analys- metoder eller störs av komponenter som ingår i lakvatten såsom salter och suspenderat material, och det är viktigt att rådgöra med laboratoriet före beställning av analyser.

Delprogram B inkluderar följande parametrar:

Lakvatten och lakvattensediment

1. Allmän karakterisering

Lakvatten: pH, klorid (Cl), suspenderat material och glödningsrest .

Lakvattensediment: Torrsubstans och glödningsrest.

2. Bör analyseras ofta

Aluminium (Al), Silver (Ag), Arsenik (As), Barium (Ba), Kalcium (Ca), Kadmium (Cd), Kobolt (Co), Krom (Cr), Koppar (Cu), Järn (Fe), Kvicksilver (Hg), Kalium (K), Magnesium (Mg), Mangan (Mn), Natrium (Na), Nickel (Ni), Bly (Pb), Svavel (S), Antimon (Sb), Vanadin (V) och Zink (Zn).

3. Kan analyseras mer sällan

Beryllium (Be), Vismut (Bi), Brom (Br), Bor (B), Gallium (Ga), Germanium (Ge), Indium (In), Lantan (La), Litium (Li), Molybden (Mo), Niob (Nb), Palladium (Pd), Platina (Pt), Rhodium (Rh), Rubidium (Rb), Kisel (Si), Skandium (Sc), Selen (Se), Tenn (Sn), Strontium (Sr), Tantal (Ta), Tellur (Te), Tallium (Tl), Titan (Ti), Torium (Th), Uran (U), Wolfram (W), Yttrium (Y) och Zirkon (Zr).

4. Förekomstform

Cr (III) / Cr (VI).

Programmets tillämpning

De grundämnen som ”bör analyseras ofta” i delprogram B kan användas i kontrollprogram. Kostnaden är relativt låg. Grundämnena ger dels allmän information om lakvattnen samt inkluderar flera identifierat miljöfarliga ämnen. Det finns förhållandevis gott om information om dessa ämnen. Informationen inkluderar ofta bland annat toxicitet, spridning i miljön och användningsområden (Bilaga 2 och 8). Därmed underlättas tolkningen av resultaten.

Grundämnen som ”kan analyseras mer sällan” i delprogram B inkluderar relativt okända ämnen. Den eventuella påverkan på miljön av dessa ämnen är därmed också mindre känd. Dessa grundämnen inkluderas i delprogrammet vid t ex nya utsläpp till miljön eller när en oönskad påverkan har konstaterats vars orsak är okänd.

C. Metallorganiska föreningar

För metallorganiska föreningar är tillgången på analysmetoderna mycket begränsad och analys av metallorganiska föreningar begränsas till de föreningar för vilka det idag finns utvecklad analysmetodik. Av detta skäl är endast två typer av metallorganiska föreningar inkluderade i karakteriseringsprogrammet. Enskilda föreningar som bör ingå i nedan angivna ämnesgrupper finns sammanställda i Tabell 2.6. Valet av de enskilda föreningar som ska representera de olika ämnesgrupperna har gjorts med hänsyn till analysmetodiken.

Delprogram C omfattar följande:

Lakvatten och lakvattensediment

1. Allmän karakterisering:
Lakvatten: pH, klorid (Cl⁻), suspenderat material, glödgningsrest och TOC.
Lakvattensediment: Torrsubstans, glödgningsrest och TOC.
2. Tennorganiska föreningar.
3. Metylkviksilver.

Det finns anledning att anta att i takt med att analysmetoderna utvecklas kommer ytterligare metallorganiska föreningar att ingå vid lakvattenkarakteriseringar. Det vore värdefullt att analysera till exempel blyorganiska föreningar såsom tetrametylbly och tetraetylbly.

Programmets tillämpning

Delprogram C är förhållandevis dyrt med hänsyn till det begränsade antal föreningar som programmet inkluderar. Föreningarna är identifierade som miljöfarliga och förekommer i lakvatten men ofta i mycket låga koncentrationer. De metallorganiska föreningarna som ingår i karakteriseringsprogrammet representerar förmodligen endast en bråkdel av alla metallorganiska föreningar som finns i lakvatten. Dessa föreningar bör analyseras vid till exempel nya utsläpp till miljön, när en oönskad påverkan har konstaterats vars orsak är okänd och när behandlingsmetoder ska utvärderas.

D. Organiska föreningar och organiska summaparametrar

För organiska föreningar finns inga självklara gränser för vilka som bör ingå i ett karakteriseringspaket, bl a därför att antalet organiska föreningar i lakvatten är mycket stort. Det saknas grundläggande kunskap för att kunna göra säkra val av vilka föreningar som är mest relevanta för karakterisering av lakvatten. Därmed kan framtida studier förväntas medföra en uppdatering av karakteriseringspaketet.

Urvalet av organiska föreningar begränsas av att endast en bråkdel av föreningarna kan analyseras. Av de som kan analyseras måste ändå antalet begränsas ytterligare på grund av höga analyskostnader. För föreliggande karakteriseringspaket har primärt sådana föreningar valts ut som är prioriterade som miljöfarliga. Vidare har urvalet av organiska föreningar indelats i två grupper, en grupp som bör analyseras ofta och en grupp som kan analyseras mer sällan. Bland de föreningar som rekommenderas att analyseras ofta ingår sådana som ofta förekommer i lakvatten, som representerar olika egenskaper och som är mindre kostsamma att analysera. Bland de föreningar som kan analyseras mer sällan ingår ett stort urval av olika miljöstörande grupper. Ur denna grupp väljs olika föreningar vid olika tillfällen. Föreningar som ingår i gruppen ”kan analyseras mer sällan” och som efter analys visar sig föreligga i anmärkningsvärt höga koncentrationer bör analyseras ofta. Samtidigt kan föreningar som föreligger i signifikant låga koncentrationer i gruppen ”bör analyseras ofta” analyseras mer sällan. För bedömning av vad som kan anses vara höga respektive låga koncentrationer jämförs t ex med gräns- och riktvärden, eller med tidigare karakteriseringar av andra lakvatten och lakvattensediment (Bilaga 5).

Mer sällan kan dessutom analysmetoden GC-MS screening utföras. Med GC-MS screening kan ytterligare organiska föreningar identifieras. GC-MS innebär att analysen har utförts med gaskromatograf (GC) kopplat till en mass-spektrometer (MS). Som komplement till dessa ämnen och ämnesgrupper analyseras organiska summaparametrar.

Enskilda föreningar som bör ingå i de rekommenderade ämnesgrupperna finns sammanställda i Tabell 2.6. Valet av de enskilda föreningar som ska representera de olika ämnesgrupperna har gjorts med hänsyn till analysmetodik. Vissa föreningar kräver specifika analysmetoder och det är viktigt att rådgöra med laboratoriet före beställning av analyser.

Delprogram D omfattar följande:

Lakvatten

1. Allmän karakterisering: pH, suspenderat material, glödningsrest, TOC, DOC, POC och klorid (Cl).
2. Organiska summaparametrar: EGOM och EOX.
3. Organiska ämnesgrupper som bör analyseras ofta: Flyktiga klorerade kolväten, monocykliska kolväten, polycykliska kolväten (PAH), ftalater, klorbensener, klorfenoler och fenoxisyror.
4. Organiska ämnesgrupper som kan analyseras mer sällan: Fenol och alkylfenoler, alkylfenoletoxylater, PCB, klorerade dioxiner och dibensofuraner, klorerade paraffiner, bromerade flamskyddsmedel, alkyl- och arylfosfater, metyl tert-butyl eter (MTBE), formaldehyd och ytterligare bekämpningsmedel.
5. Analysen som kan utföras mer sällan: GC-MS screening.
6. Övriga föreningar som kan analyseras mer sällan: Cyanid, total och lättillgänglig.

Lakvattensediment

1. Allmän karakterisering: Torrsubstanshalt, glödningsrest och TOC
2. Organiska summaparametrar: EGOM och EOX
3. Organiska ämnesgrupper som bör analyseras ofta: Monocykliska kolväten, polycykliska kolväten, ftalater, nonylfenol, klorbensener, PCB och klorerade bekämpningsmedel.
4. Organiska ämnesgrupper som kan analyseras mer sällan: Flyktiga klorerade kolväten, fenol och alkylfenoler, alkylfenoletoxylater, klorfenoler, klorerade dioxiner och dibensofuraner, klorerade paraffiner, bromerade flamskyddsmedel, alkyl- och arylfosfater och metyl tert-butyl eter (MTBE), formaldehyd och ytterligare bekämpningsmedel.
5. Analysen som kan utföras mer sällan: GC-MS screening.
6. Övriga föreningar som kan analyseras mer sällan: Cyanid, total och lättillgänglig.

Klorerade dioxiner och dibensofuraner bör analyseras i lakvatten från askupplag. Ytterliga bekämpningsmedel finns föreslagna i Tabell 2.6, vilka utgår från rekommendationer gjorda för grundvatten (Naturvårdsverket 1999c). Dessa ska ses som exempel som kan behöva modifieras. Ytterligare föreningar som kan vara värdefulla att analysera är flyktiga halogenerade föreningar (t ex 1,2-dibrommetan, dibromklormetan och bromdiklormetan), 2,4-dinitrotoluen, plana PCB. Ytterligare organiska summaparametrar som kan vara värdefulla att analysera är summa alifater C₅-C₁₆, summa alifater C₁₆-C₃₅, summa aromater C₈-C₁₀, summa aromater C₁₀-C₃₅ och/eller extraherbara alifater, opolära alifater och extraherbara aromater.

Det ska noteras att klorerade paraffiner är svåra att analysera.

Programmets tillämpning

Analyserna av organiska föreningar är förhållandevis dyra, och delprogram D är dyrare än delprogram A, B och C. Därför måste begränsningar göras. Föreningarna som ”bör analyseras ofta” utgör miljöfarliga föreningar som ofta finns i lakvatten. De representerar ett spann av egenskaper och kan beskriva ödet av andra föreningar än de som analyseras. Koncentrationerna av dessa föreningar är i allmänhet låga. Av kostnadsskäl kan dessa inte förväntas ingå i normala kontrollprogram men bör analyseras oftare än vid enstaka karakteriseringar. Föreningarna som ”kan analyseras mer sällan” utgör ett underlag för val av riktade insatser. Ur gruppen kan enskilda föreningar eller ämnesgrupper väljas för analys. Detta gäller också för bekämpningsmedel eftersom olika slags bekämpningsmedel kan vara aktuella vid olika tillfällen. Parametrarna som ingår i gruppen ”organiska summaparametrar” kan ingå i kontrollprogram för lakvatten.

När en oönskad påverkan har konstaterats vars orsak är okänd och inför nya utsläpp till naturlig recipient rekommenderas att flera eller alla komponenter i delprogrammet analyseras.

De organiska ämnesgrupperna som ingår i karakteriseringsprogrammet representerar endast en bråkdel av alla organiska föreningar som finns i lakvatten. Detta innebär alltså att endast en bråkdel av miljöfarligheten kan identifieras/spåras med dessa analyser. Höga koncentrationer av analyserade miljöstörande föreningar innebär miljöfarliga lakvatten medan det omvända inte kan anses gälla. Låga koncentrationer av analyserade föreningar kan alltså inte tolkas som att lakvattnen inte är miljöfarliga.

E. Toxicitet

Toxiciteten (giftigheten) hos ämnen eller blandningar av ämnen (t ex lakvatten) bestäms genom att de testas på olika organismer. Tester av akut toxicitet undersöker kraftiga, i stort sett omedelbara effekter, t ex dödlighet. Resultatet anges oftast som EC₅₀, vilket avser den koncentration (Effect Concentration) av provämnet/provvattnet, vid vilken 50% av försöksorganismerna uppvisar den sökta effekten i testet. Tester av subakut eller kronisk toxicitet undersöker effekter, som inte uppträder omedelbart utan visar sig på sikt, t ex skador på reproduktion, beteende, enzym- och hormonsystem mm. Förutom EC₅₀ kan även NOEC (högsta testade koncentration utan effekt) och LOEC (lägsta testade koncentration med effekt) anges.

För bedömning av ett ämnes toxicitet vid akuta tester i akvatisk miljö kan skalan, som presenteras i tabell 2.1 användas (Kemikalieinspektionen, 1995c).

Tabell 2.1 Gradering av toxicitet med hänsyn till erhållna LC₅₀ eller EC₅₀, dvs den koncentration av ett ämne som krävs för att döda 50% av testorganismerna eller för att 50% av dem ska uppvisa den sökta effekten i testet (Kemikalieinspektionen, 1995c).

Grad av akut toxicitet	LC/EC ₅₀ i mg/l
Låg	>100
Måttlig	10-100
Hög	1-10
Mycket hög	<1

Resultat från studier av lakvatten från svenska avfallsupplag har visat att de ofta förekommande höga ammoniumkväve- och salthalterna är toxiska för flertalet testorganismer (Öman et al. 2000). En sammanställning av EC-värden för ammoniumkväve och klorid mot olika testorganismer visas i Tabell 2.2 och 2.3.

Tabell.2.2 Sammanställning av toxicitetsvärden för ammoniumkväve (N-NH₄⁺) uttryckta i mg/l. Även exponeringstiden och pH vid teststart anges (Öman et al. 2000).

Test	Organism	Exp-tid	Start-pH	NOEC	EC ₁₀	EC ₂₀	EC ₅₀
Microtox	<i>Vibrio fischeri</i>	15 min	7			1400	4600
Grönalger:	<i>Rhaphidocelis</i>	72h	8,3		1,1 ¹⁾		8,7 ¹⁾
Rödalger, reproduktion:	<i>Ceramium</i>	4h	8,0				22,3
Kräftdjur, akut:	<i>Ceriodaphnia</i>	24h	7,4 ²⁾	4	9,9		24
Kräftdjur, reproduktion	<i>Ceriodaphnia</i>	7 dygn					35
Kräftdjur, akut:	<i>Nitocra</i>	96h	8,0				70 ³⁾
Fisk, akut:	Sebrafisk	7dygn	7,0 ⁴⁾		0,04 ¹⁾		0,1 ¹⁾

¹⁾ Värdet avser N-NH₃

²⁾ Det rekommenderade värdet är 7,8±0,2

³⁾ Lindén et al (1979)

⁴⁾ Det rekommenderade värdet är 7,5

Av tabell 2.2 framgår att EC₅₀ för ammoniumkväve ligger mellan ca 20 och 70 mg/l vid rådande test-pH. Undersökta lakvatten (Tabell Bilaga 5.1) har högre halter, 93-870 mg ammoniumkväve/l och medelvärdet 366 mg/l.

Tabell 2.3 Sammanställning av toxicitetsvärden för klorid (Cl⁻) uttryckta i mg/l. Även exponeringstider vid test anges (Öman et al. 2000).

Test		Exponeringstid	NOEC	EC ₁₀	EC ₅₀
Grönalger,	<i>Rhaphidocelis</i>	72h		280	2 000
Kräftdjur, akut	<i>Ceriodaphnia</i>	24h	150	340	640
-"- , reproduktion	"	7dygn			82
Fisk, akut	Sebrafisk	7dygn			2 410

Av tabell 3.3 framgår att klorid har låg toxicitet gentemot testorganismerna. För sötvattensorganismerna varierar EC₅₀ mellan 640 och ca 2400 mg/l i akuttoxicitetstesterna. Salt- och brackvattensarterna bör tolerera de halter som förekommer i de undersökta lakvattnen (360-4900 mg/l, medel 1732 mg/l). Salthalten i den naturliga omgivningen för salt- och brackvattenorganismer visas i Tabell 2.4.

Tabell 2.4 Salthalt i den naturliga omgivningen för testorganismer från salt och bräckt vatten.

Test	Testorganism	Naturlig salthalt mg/l
Microtox	<i>Vibrio fischeri</i>	35 000
Rödalger; reproduktion	<i>Ceramium strictum</i>	20 000
Kräftdjur; akut	<i>Nitocra spinipes</i>	1 000-35 000

Med hänsyn till testorganismernas känslighet bör beslut om toxicitetstestning av lakvatten föregås av analys avseende ammoniumkväve och klorid. Om halterna är höga, dvs ligger över EC₅₀-värdena för flertalet testorganismer (ca 20-70 mg/l för ammoniumkväve och 640-2400 för klorid), kan en inledande undersökning med Microtox standardtest (normal- eller hundraprocentmetoden) göras. Endast Microtox har visat sig vara okänslig för både ammoniumkväve och salt och kan användas för att påvisa toxicitet orsakad av andra komponenter i lakvattnet. Ett negativt utslag i Microtox-testet kan dock inte frikänna vattnet, som kan vara toxiskt mot andra organismer.

Toxiciteten mot Microtox bedöms enligt skalan, som visas i tabell 2.5 (Svenson, 1993).

Tabell 2.5 Gradering av toxicitet mot Microtox. EC₅₀ värdena är angivna som vol-% inblandat lakvatten (Svenson, 1993).

EC ₅₀ - värde (vol-%)	Toxicitet
< 45	Medel-högtoxiska
> 45	Lågtoxiska
>> 100	Icketoxiska, ingen dosberoende effekt

Vid övervägande av en mer omfattande toxicitetstestning bör lakvattnets innehåll av och testorganismernas känslighet för ammoniumkväve och klorid samt det pH, som råder under test, beaktas. Fördelningen av ammoniumkvävet båda förekomstformer, ammonium (NH_4^+) och ammoniak (NH_3), är starkt pH-beroende. Ammoniak är den giftigare formen och dess andel ökar drastiskt med stigande pH från ca 1% vid pH 7,3 till ca 10% vid pH 8,3 och ca 50% vid pH 9,3. Vid test av lakvatten stiger pH ofta under testets gång, vilket är särskilt påtagligt om testet pågår flera dygn utan byte av testmedium, t ex vid test med grönalger (72 h exponeringstid). Det är i sådana fall inte ovanligt att pH vid testslut ligger över 9 i de högre koncentrationerna. En stor andel av lakvattnets ammoniumkväve föreligger då som ammoniak. Eftersom ammoniak lätt förgasas, kan den delvis avgå till atmosfären. Det har visat sig svårt att förhindra pH från att stiga, även om test startas med pH 0,5-1 enhet lägre värde än rekommenderat eller om pH-buffert tillsätts (Öman et al. 2000). Om inte vattnet är mycket giftigt och kräver kraftig spädning för att ett EC_{50} -värde ska erhållas, är det troligt att ammoniumkvävet svarar för merparten av lakvattnets toxicitet.

Nämnda egenskaper hos ammoniak/ammonium gör det också svårt att teoretiskt försöka beräkna dess toxiska bidrag till den totala toxiciteten hos ett lakvatten. Dessutom utgörs lakvatten av en blandning kända och okända föreningar och substanser, vars sammanlagda effekt kan verka förstärkande, förminskande eller helt eliminerande på effekter av enskilda komponenter.

Det föreslagna delprogrammet är uppbyggt av stegvis anordnade testkombinationer där baspaketet utgörs av standardiserade, mindre kostsamma och allmänt använda tester och där resultaten i vissa fall kan relateras till andra avloppsvatten och miljöföroreningar. Toxicitetstesterna i karakteriseringsprojektet beskrivs kort i Bilaga 2.

Testpaketet omfattar inte testning av lakvattensediment.

Lakvatten

1. Bestämning av ammonium (NH_4^+), klorid (Cl^-) och salinitet

Höga värden innebär toxicitet →	Gå vidare till 2
Låga värden →	Gå vidare till 3
2. Microtox (för scanning av toxicitet som ej är orsakad av ammonium eller salt).
3. Bastestpaket: Microtox, Umu-C-test, alger, kräftdjur och eventuellt fisk.

Effekt →	<u>Toxicitet konstaterad</u>
Ingen effekt →	Gå vidare till 4
4. Recipient- och behandlingsorienterade åtgärder:

Sötvatten. →	Gå vidare till 5
Salt/brackvatten →	Gå vidare till 6
Markmiljö →	Gå vidare till 7
Behandling →	Gå vidare till 8
5. Kroniska/subakuta effekter:

T ex reproduktion (Rödalger, kräftdjur, fisk)
6. Kompletteringspaket:

Salt/brackvattensorganismer
7. Kompletteringspaket:

Markteter
8. →Kompletteringspaket:

Nitrifikationshämmning

Programmets tillämpning

Toxicitet kan ses som en form av summaparameter eftersom den inkluderar effekten av alla ämnen i provet. Toxiciteten är därmed ett värdefullt komplement till kemiska analyser som endast kan bestämma en bråkdel av de ingående föreningarna. Toxicitetsbestämningarnas begränsning ligger i att proverna ofta måste modifieras före testerna, vilket kan medföra att representativiteten minskar. Vidare kan toxicitet påvisas genom effekt vid testning, medan utebliven effekt inte kan frikänna provet. Resultat av toxicitetstestning med en organism/art kan heller inte extrapoleras att utan vidare gälla för andra arter. Testprogrammet omfattar därför ett flertal tester med olika komplexitet och med organismer på olika nivåer i näringskedjan, t ex alger, kräftdjur och fisk.

Delprogram E är det dyraste delprogrammet och kostnaderna ökar markant med antal tester och deras komplexitet (Mikrotox och Umu-C-test < akuta tester < kroniska tester). Huruvida E eller delar därav skall ingå i programmet avgörs av syftet med karakteriseringen. Om lakvattnet innehåller höga halter ammoniumkväve kan meningen med toxicitetstestning ifrågasättas. Test av toxicitet rekommenderas t ex för bedömning och eventuellt val av behandlingsmetod för lakvattnet. Vidare bör toxicitetstestning göras före nya utsläpp till recipient. Om effekt erhålls vid test av akut toxicitet, är vattnets toxicitet konstaterad och om inte särskilda frågeställningar föreligger, finns det ingen

anledning att gå vidare till de känsligare kroniska testerna. Om effekt inte erhålls i akuttoxicitetstesterna kan det vara motiverat att undersöka vattnet avseende kroniska effekter - t ex störningar på reproduktion etc. Omfattningen av en sådan karakterisering bör avgöras i varje enskilt fall, i avvaktan på att underlag för mer generella rekommendationer kan tas fram.

2.1 Sammanställning av karakteriseringsprogram med namngivna specifika föreningar

I Tabell 2.6 sammanställs alla parametrar som finns namngivna i karakteriseringsprogrammet. Dessutom namnges de enskilda föreningar som ingår i ämnesgrupperna.

Tabell 2.6 Sammanställning av hela karakteriseringsprogrammet, inklusive de fem delprogrammen och med enskilda föreningar namngivna.

	LAKVATTEN	LAKVATTEN- SEDIMENT
A. Allmän karakterisering		
Partiklar	pH, konduktivitet, temperatur Suspended substans, glödningsrest	- Torrsbstans, glödningsrest
Summaparametrar	(COD _{Cr}), BOD ₇ , TOC, DOC, POC	TOC
Närsalter	N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₂ ⁻ + NO ₃ ⁻ , N-Kjeldal, N-total, P-PO ₄ ²⁻ , P-total	-
Salter	Salinitet, Cl ⁻ , HCO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , F ⁻ Alkalinitet	- -
B. Metaller och andra grundämnen		
Allmän karakterisering:	pH, suspenderat material, glödningsrest, klorid	Torrsbstans, glödningsrest
Bör analyseras ofta	Al, Ag, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, S, Sb, Te, Tl, V, Zn	Som lakvatten
Kan analyseras mer sällan	Be, Bi, Br, B, Ga, Ge, In, La, Li, Mo, Nb, Pd, Pt, Rh, Rb, Si, Sc, Se, Sn, Sr, Ta, Ti, Th, U, V, Y, Zr	Som lakvatten
Förekomstform	Cr (III) / Cr (VI)	Som lakvatten
C. Metallorganiska föreningar		
Allmän karakterisering:	pH, suspenderat material, glödningsrest, TOC, klorid	Torrsbstans, glödningsrest, TOC
Tennorganiska föreningar	Tributyltenn, Dibutyltenn, Dicyklohexyltenn, Difenyltenn, Tricyklohexyltenn, Trifenyltenn, Trioktyltenn	Som lakvatten
Organisk kvicksilverförening	Metylkvicksilver	Som lakvatten

- Ej lämplig analys för sediment

Tabell 2.6 Sammanställning av hela karakteriseringsprogrammet, inklusive de fem delprogrammen och med enskilda föreningar namngivna (Forts.)

	LAKVATTEN	LAKVATTEN- SEDIMENT
D. Organiska föreningar och organiska summaparametrar		
Allmän karakterisering	pH, suspenderat material, glödningsrest, TOC, DOC, POC, klorid	Torrsubstanshalt, glödningsrest, TOC
Summaparametrar	EGOM, EOX	Som lakvatten
Flyktiga klorerade kolväten	Diklormetan, 1,1-Dikloreten, 1,2-Dikloreten, t-1,2-Dikloreten, c-1,2-Dikloreten, 1,2-Diklorpropan, Triklormetan, Tetraklormetan, 1,1,1-Trikloreten, 1,1,2-Trikloreten, Trikloreten, Tetrakloreten	Som lakvatten
Monocykliska kolväten	Bensen, Toluen, Etylbensen, Xylener, Summa BTEX, Styren	Som lakvatten
Polycykliska kolväten (PAH)	Naftalen, Acenaftylen, Acenaften, Fluoren, Fenantren, Antracen, Fluoranten, Pyren, Bens(a)antracen, Krysen, Bens(b)fluoranten, Bens(k)fluoranten, Bens(a)pyren, Dibens(ah)antracen, Benso(ghi)perylen, Indeno(123cd)pyren, Summa 16 PAH	Som lakvatten
Ftalater	Dimetylfthalat, Dietylfthalat, Di-isobutylylfthalat, Di-n-butylylfthalat, Butylbensylylfthalat, Di-(2-etylhexyl)ftalat, Di-cyklohexylylfthalat, Di-isodecylftalat och Di-isononylylfthalat.	Som lakvatten
Fenol och alkylfenoler	Fenol, kresoler, oktylfenol, nonylfenol, andra alkylfenoler	Som lakvatten
Alkylfenoletoxylater	Mono-, di-, tri-, tetra- alkylfenoletoxylat	
Klorbensener	Monoklorbensen, 1,2-Diklorbensen, 1,3-Diklorbensen, 1,4-Diklorbensen, 1,2,3-Triklorbensen, 1,2,4-Triklorbensen, 1,3,5-Triklorbensen, 1,2,3,4-Tetraklorbensen, 1,2,3,5-, etraklorbensen, 1,2,4,5-Tetraklorbensen, Pentaklorbensen, Hexaklorbensen, Summa klorbensener	Som lakvatten
Klorfenoler	2-Monoklorfenol, 3-Monoklorfenol, 4-Monoklorfenol, 2,6-Diklorfenol, 2,4- + 2,5-Diklorfenol, 2,3-Diklorfenol, 3,4-Diklorfenol, 3,5-Diklorfenol, 2,4,6-Triklorfenol, 2,3,6-Triklorfenol, 2,3,5-Triklorfenol, 2,4,5-Triklorfenol, 2,3,4-Triklorfenol, 3,4,5-Triklorfenol, 2,3,4,5-Tetraklorfenol, 2,3,4,6-Tetraklorfenol, 2,3,5,6-Tetraklorfenol, Pentaklorfenol, Summa klorfenoler	Som lakvatten
PCB	PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, Summa PCB	Som lakvatten

Tabell 2.6 Sammanställning av hela karakteriseringsprogrammet, inklusive de fem delprogrammen och med enskilda föreningar namngivna (Forts.)

	LAKVATTEN	LAKVATTEN- SEDIMENT
Klorerade dioxiner och dibensofuraner	Tetraklordibensodioxin, Pentaklordibensodioxin, exaklordibensodioxin, Heptaklordibensodioxin, Tetraklordibensofuran, Pentaklordibensofuran, Hexaklordibensofuran, Heptaklordibensofuran, 2378-TetraCDD, 12378-PentaCDD, 123478-, exaCDD, 123678-HexaCDD, 123789-HexaCDD, 123678-HeptaCDD, Oktaklordibensodioxin, 2378-, etraCDF, 12378-PentaCDF, 123478-HexaCDF, 123678-HexaCDF, 123789-HexaCDF, 123678-, eptaCDF, 1234789-HeptaCDF, Oktaklordibensofuran, TCDD-ekvivalenter	Som lakvatten
Klorerade paraffiner	Olika kolkedjelängder och kloreringsgrader	Som lakvatten
Aryl- och alkylfosfater	Trifenylfosfat, Kresyldifenylfosfat, Trikresylfosfat, iso-Propenyldifenylfosfat, Tris(β -kloretyl)fosfat, Tris(β -klorpropyl)fosfat, Tris(1,3-diklorpropyl)fosfat	Som lakvatten
Bromerade flamskyddsmedel	Pentabrometylbenzen, Tetrabromdifenyleter, Pentabromdifenyleter, Dekabromdifenyleter, Tetrabrombisfenol A, Polybromerade bifenyler (PBB), Hexabromcyklododekan (HBCD).	Som lakvatten
Bekämpningsmedel, fenoxisyror	2,4-D, MCPA, MCPP, 2,4,5-T, 2,4-DP, 2,4,5-TP, MCPB och 2,4-DB	Som lakvatten
Bekämpningsmedel, klorerade	Hexaklorbensen, o,p'-DDT, p,p'-DDT, o,p'-DDD, p,p'-DDD, o,p'-DDE, p,p'-DDE, Aldrin, Dieldrin, Endrin, Isodrin, Telodrin, α -HCH, β -HCH, γ -HCH (lindan), Heptaklor, cis-Heptakloreoxid, trans-Heptakloreoxid, a-Endosulfan, Hexaklorbutadien, Hexakloreten, Pentaklorbensen, Summa klorerade bekämpningsmedel	Som lakvatten
Bekämpningsmedel, ytterligare (nedbrytningsprodukter är kursiverade).	Tex Atrazin (<i>Desetylatrazin</i> , <i>Desisopropylatrazin</i>), Bentazon (<i>BAM = 2,6-diklorbenzamid</i>), Cyanazin, Diklorprop-P, Dimethoat, Etofumesat, ETU, Fenoxaprop-P, Fluroxipyr, Glyfosfat, Imazapyr, Isoproturon, Klopyralid, Kvinmerac, Metamitron, Metazaklor, Metribuzin, Simazin, Sulfonylureor, Terbutylazin	Som lakvatten
Övriga ämnen	Metyl tert-butyl eter (MTBE)	Som lakvatten
	Formaldehyd	Som lakvatten
	Cyanid, totalt och lättillgängligt	Som lakvatten
Övriga analyser	GC-MS screening	Som lakvatten

Tabell 2.6 Sammanställning av hela karakteriseringsprogrammet, inklusive de fem delprogrammen och med enskilda föreningar namngivna (Forts.)

	LAKVATTEN	LAKVATTEN- SEDIMENT
E. Toxicitet		*
Allmän karakterisering	pH, Ammonium (NH_4^+), klorid (Cl^-), salinitet.	
Höga NH_4^+ och höga Cl^- värden**	Microtox	
Låga NH_4^+ och höga Cl^- värden**	Microtox, Rödalga, Kräftdjur (<i>Nitocra</i>)	
Låga NH_4^+ och låga Cl^- värden**	<i>Bastestpaket</i> : Microtox, Umu-C-test, Grönalga, Kräftdjur (<i>Ceriodaphnia</i>), eventuellt Fisk	
Recipient- och behandlingsorienterade åtgärder	Test av salt/brackvattensorganismer Marktester Kroniska/subakuta effekter: Reproduktion (Rödalga, Kräftdjur: <i>Daphnia</i> , <i>Ceriodaphnia</i> , <i>Nitocra</i> , Fisk Nitrifikationshämmning	

* Testpaketet är inte utvecklat för sediment

** Enligt tabell 2.2 och 2.3 torde NH_4^+ -värden över 20 mg/l och Cl^- värden över 650 mg/l betraktas som höga. pH vid test har emellertid stor betydelse för organismernas ammoniumtolerans.

3. Karakteriseringsprogrammets tillämpning

Det är viktigt att ett karakteriseringsprogram inleds med att syftet med karakteriseringen tydligt definieras (Kapitel 3.1). Syftet med karakteriseringen avgör kraven på karakteriseringsprogrammets omfattning och inriktning, om det krävs en bred karakterisering, omfattande samtliga delprogram, eller om det räcker med en begränsad, där endast vissa delprogram eller delar av dessa ingår (Kapitel 3.2). Syftet avgör också vilken typ av prov som ska tas (lakvatten och / eller lakvattensediment) (Kapitel 3.3), valet av provtagningspunkter (Kapitel 3.4) samt provtagningsfrekvensen (Kapitel 3.5).

Karakteriseringsprogram inleds med:

1. Definition av syftet med studien.
2. Beslut om vilka delprogram som ska ingå (A-E).
3. Val av matris (typ av prov).
4. Val av provtagningspunkter.
5. Val av provtagningsfrekvens.

Det råden en uppenbar motsättning mellan behov av analyser och kostnaderna för dessa. För att kunna bedöma ett lakvattenutsläpp som icke miljöfarligt krävs ett stort antal analyser. Samtidigt är kostnaden för detta mycket hög. Därför måste i varje enskilt fall behov jämkas mot kostnad. Det är inte möjligt att i föreliggande program ge rekommendationer för varje enskilt fall. Men syftet har varit att ge bästa möjliga underlag för beslutet.

3.1 Definition av syftet med studien

Ett karakteriseringsprogram inleds alltså med att syftet med studien definieras. Syftet kan t ex vara:

- Utformning eller justering av kontrollprogram.
- Bedömning av hur någon form av förändring, t ex nytt avfall i aktiva upplag, har påverkat lakvattnets karaktär.
- Bedömning av variationer över året.
- Bedömning av variationer orsakade av avfallets omvandling med tiden så kallade omvandlingsfaser (Öman 1991).
- Val/eller bedömning av behandlingsmetod.
- Riskbedömning vid utsläpp från deponiområdet, till exempel till markområde, naturlig recipient eller reningsverk.
- Studier av områden nedströms avfallsupplag för att bestämma en eventuell förorening av omgivningen.
- Utredning när en oönskad påverkan av okänt ursprung har konstaterats.

3.2 Beslut om vilka delprogram som ska ingå (A-E)

Kostnaderna för analyser medför att karakteriseringsprogram i realiteten måste begränsas. Programmet utgör i sin helhet inte ett kontrollprogram utan är snarare ett underlag för enstaka karakteriseringar. Består karakteriseringen av en sekvens av provtagningar kan fortsatta analyser av enskilda föreningar till exempel begränsas till de föreningar som tidigare detekterats. Information om programmets tillämpning redovisas under varje delprogram i Kapitel 2.

3.3 Val av matris (typ av prov)

Det är ofta fördelaktigt att komplettera lakvattenprover med prov av lakvattensediment. Lakvattensediment utgörs av partiklar som transporterats med lakvattnet och som sedimenterat i bottenfickor längs med t ex diken eller på botten av lakvattendammar. I lakvattensedimentet föreligger en större andel mindre vattenlösliga substanser än i lakvattenprover. Lakvattensediment utgör dessutom en form av samlingsprov. I föreliggande karakteriseringsprogram rekommenderas alltså framför allt två typer av prov:

- Lakvatten
- Lakvattensediment

3.4 Val av provtagningspunkter

De lokala förutsättningarna kan vara mycket olika och bästa platsen för provtagning bör väljas noggrant. Här används med fördel områdeskartor med uppgifter om kända utsläppspunkter i kombination med att den faktiska situationen på platsen undersöks. Det kan vara viktigt att ta prov på de platser som förmodas ha de högsta föroreningshalterna. För att få ett mått på lokal bakgrundsnivå kan prover tas i anslutning till det undersökta objektet. Lakvatten och lakvattensediment bör provtas på samma plats om inte speciella skäl motiverar annat.

Antal provtagningspunkter som bör väljas avgörs av syftet med karakteriseringen. Även antalet prov som tas vid varje provtagningspunkt avgörs av syftet. I vissa fall kan det till exempel vara värdefullt att ta dubbel- eller trippelprov.

3.5 Val av provtagningsfrekvens

Som allmän tumregel föreslås att hellre karakterisera noggrant mer sällan än mindre noggrant och ofta. Avgörande för provtagningsfrekvensen är vad provet ska representera.

Det kan exempelvis representera;

- Enstaka karakterisering
- Sekvens av karakteriseringar
- Samlingsprov

Enstaka karakteriseringar görs en gång eller ett fåtal gånger. En sekvens av karakteriseringar kan göras för att bestämma variationer av något slag. I nedanstående Tabell (3.1) ges exempel på när enstaka respektive en sekvens av karakteriseringar kan vara aktuella.

Tabell 3.1 Exempel på när enstaka respektive sekvenser av karakteriseringar kan vara aktuella att genomföra.

Enstaka karakteriseringar	Sekvenser av karakteriseringar
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Bedömning av hur en förändring har påverkat lakvattnets karaktär. ▪ Val och bedömning av behandlingsmetod. ▪ Riskbedömning vid nytt utsläpp från deponiområdet. ▪ Utredning av oönskad påverkan på omgivningen vars orsak är okänd. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Kontrollprogram. ▪ Bedömning av variationer över året. ▪ Bedömning av variationer orsakade av omvandlingsfaser i upplaget. ▪ Studier nedströms avfallsupplag för bestämning av eventuell förorening på omgivningen.

Eventuellt kan det vara lämpligt att ta samlingsprov för lakvatten. Samlingsprov kan tas i syfte att inkludera kortfrekventa variationer i provet. Vanliga samlingsprov är vecko-samlingsprov när prov uttas minst en gång om dagen i fem eller sju dagar, eller dygns-samlingsprov när prov uttas under ett dygn. Om det finns möjlighet kan det vara bra om samlingsproven är flödesproportionella. Ofta är dock samlingsprov av lakvatten av praktiska skäl mindre lämpade för avfallsupplag. Samlingsprovtagning kan förenklas genom användning av tidsstyrda pumpar något som inte generellt rekommenderas i detta program på grund av risker med kontaminering och förlust av föreningar.

Lakvattensedimentprov utgör i sig en form av samlingsprov.

4. Provtagning

Provtagning, provhantering och provförvaring före analys kan påverka analysresultaten signifikant. Dock saknas fortfarande mycket kunskap inom detta område. Nedan angivna rekommendationer utgår ifrån dagens kunskap, som alltså i vissa fall är bristfällig. Framtida forskning kan därmed innebära att vissa rekommendationer bör justeras. I Bilaga 3 finns en sammanställning av rekommendationer enligt svensk standard samt hänvisning till referenser.

4.1 Förberedelser

Kontakt tas med ansvarig för avfallsupplaget som ska provtas, lämpliga förberedelser görs och lämplig tidpunkt för provtagning väljs. Diskutera också vilken typ av utrustning som eventuellt krävs för att nå provet, till exempel båt, vattenhämtare eller sedimentprovtagningsutrustning. I det fall det finns pumpar på avfallsupplaget som pumpar olika flöden vid olika tidpunkter är det viktigt att känna till hur pumparna är inställda vid provtagningsstillfället. I brunnar med låg vattenomsättning finns risk att vattnet som har stått i brunnen inte representerar lakvatten från avfallsupplaget. Om syftet med studien är att studera opåverkat lakvatten rekommenderas att brunnen töms före provtagning.

Före provtagning tas dessutom kontakt med det laboratorium som ska undersöka proverna för att komma överens om bland annat provolymer och tidsschema. Prov ska ej tas så att de anländer till laboratoriet på helgdag eller dag före helgdag. Flera analyser kan störas av komponenter som finns i lakvatten från avfallsupplag, diskutera därför med laboratoriet i förväg så att hänsyn tas till t ex höga kloridhalter, höga ammoniumhalter eller stora mängder suspenderat material.

Följande information ska sammanställas och presenteras tillsammans med analysresultaten.

- Provtagnings- och provhanteringsmetod
- Analysmetod
- Provtagningspunkt
- Om lakvattnet passerat förorenade ytor före provtagningspunkten
- Typ av deponerat avfall i upplaget (eller den provtagna delen av upplaget)
- Mängd nederbörd före provtagning (under tre månader före provtagning, under veckan före provtagning, dagen före provtagning samt under provtagningsdagen)
- Provtagningsdatum

Vid provtagning ska protokoll föras. I Bilaga 4 presenteras ett förslag till protokoll samt packlista inför provtagningar.

4.2 Provtagningsutrustning

Provtagningsutrustning införskaffas och rengörs. I vissa fall kan laboratoriet tillhandahålla rengjorda och för speciella analyser avsedda provtagningskärl. Laboratoriet måste kunna säkerställa att provtagningsutrustningen ej kontaminerar eller på annat sätt stör provet.

Val av material

Materialet i provtagningsutrustningen ska väljas med hänsyn till:

- Vilka parametrar som ska analyseras.
- Att materialen klarar kraven på rengöring.
- Hur provet ska förvaras före analys.

I Tabell 4.1 ges förslag på material som är lämpliga att använda för olika parametrar. Undvik alltid PVC och gummipackningar, om de kan komma i kontakt med provet.

Tabell 4.1 Sammanställning av material som kan användas i provtagningsutrustning för olika parametrar.

Parametrar	Material
pH*- och konduktivitet	Polyeten
Suspenderat material, torrs substans och glödningsrest	Polyeten
BOD ₇ , COD _{Cr} , TOC, DOC och POC	Polyeten
Närsalter	Polyeten
Salter	Polyeten
Metaller och andra grundämnen utom kvicksilver	LD-polyeten, polypropen, polykarbonat, FEP (fluoroeten-propen) eller teflon
Kvicksilver	Borsilikatglas eller kvarts med Teflonlock
Metallorganiska föreningar	Borsilikatglas med Teflonlock
Organiska föreningar och organiska summaparametrar	Borsilikatglas med Teflonlock
Toxikologiska bestämningar	Borsilikatglas med Teflonlock

* pH bestäms med fördel i fält eftersom värdet påverkas under transport till laboratoriet. Förändringen kan antas vara av storleksordningen några tiondels enheter och i de fall detta är försumbart kan pH bestämmas på laboratoriet direkt efter ankomst.

Rengöring

Kontaminationsrisker måste noggrant uppmärksammas eftersom en stor andel av föreningarna som ska analyseras föreligger i mycket låga koncentrationer ($\mu\text{g/l}$ och ng/l -nivåer). Både nya och tidigare använda kärl ska rengöras. Nedan följer en beskrivning av hur utrustningen bör rengöras före provtagning (Tabell 4.2).

Tabell 4.2 Sammanställning av rengöringsmetoder för provtagningsutrustning inför provtagning av olika parametrar.

Parameter	Laboratoriediskas*	Syradiskas, metod 1**	Syradiskas, metod 2***	Upphettas****
pH- och konduktivitet	X			
Suspenderat material, torrs substans och glödningsrest	X			
BOD ₇ , COD _{Cr} , TOC, DOC och POC	X			
Närsalter	X			
Salter	X			
Metaller och andra grundämnen utom kvicksilver	X	X		
Kvicksilver	X		X	
Metylkvicksilver	X		X	X
Tennorganiska föreningar	X			X
Organiska föreningar och summaparametrar	X			X
Toxikologiska bestämmningar	X			X

*Laboratorediskning

Rengörs med laboratorediskmedel och sköljs med destillerat eller avjoniserat vatten.

**Syradiskning, metod 1. Före provtagning av metaller och andra grundämnen

Lägg kärnen i bad med 6 M saltsyra med en temperatur av 60 °C i tre dygn så att även utsidan blir rengjord. För FEP-flaskor är 7 M salpetersyra effektivare än saltsyra. Alternativt kan flaskorna lakas i två veckor i rumstemperatur. Skölj flaskorna med renast möjliga vatten (dubbeldestillerat, avjoniserat, Milli-Q-vatten eller motsvarande). Fyll flaskorna med 0,05 M salpetersyra. Låt dem stå med denna lösning i minst en vecka eller fram till användningstillfället. Efter rengöring ska utrustningen förvaras i plastpåse fram till provtagning.

***Syradiskning metod 2. Före provtagning av kvicksilver och metylkvicksilver

Lägg kärnen i bad med 4 M saltsyra (HCl) med en temperatur av 65-75 °C i två dygn så att även utsidan blir rengjord. Skölj flaskorna minst 3 ggr med renast möjliga vatten (dubbeldestillerat, avjoniserat, Milli-Q-vatten eller motsvarande). Fyll flaskorna med 0,1 % HCl. Sätt korken på flaskorna och sätt in i ugn 60-70 °C över natt. Efter avkylning skölj ytterligare 3 ggr med rent vatten. Låt torka och skruva på korken ordentligt. Efter rengöring ska utrustningen förvaras i plastpåse fram till provtagning.

*****Upphettning. Före provtagning av organiska och tennorganiska föreningar*

Glasflaskor för provtagning av organiska och tennorganiska föreningar lindas in i aluminiumfolie och upphettas till 400°C i 1 timme. Foliet behålls på fram till provtagningen. Lock med teflonpackning diskas med laboratediskmedel och sköljs med destillerat eller avjoniserat vatten. Flaskorna transporteras till provtagningsplatsen med locket påsatt. En bit upphettad aluminiumfolie kan användas för att skydda provet från Teflonlocket.

4.3 Vid provtagningsplatsen

Det finns risk att miljön vid provtagningsplatser som utgörs av avfallsupplag kan kontaminera prover. Därför rekommenderas att all hantering av prover sker på laboratoriet. Vidare rekommenderas att fler prov insamlas än vad som ska analyseras för eventuella kompletteringar.

Vid provtagning av vatten och sediment från lakvattendamm tas proverna helst några meter från strandkanten. Eventuellt kan ett antal provtagningspunkter väljas så att proverna blir så representativa som möjligt. Alternativt väljs provtagningspunkten vid in- eller utloppet.

Lakvatten

Hänsyn ska tas till material i befintliga rör och brunnar. Hänsyn måste också tas till eventuella pumpar inställningar. I brunnar med låg vattenomsättning finns risk att vattnet som har stått i brunnen inte representerar lakvatten från avfallsupplaget. Om syftet med studien är att studera opåverkat lakvatten rekommenderas att brunnen töms före provtagning. Tömning förutsätter att tillrinningen till brunnen är tillräcklig. Vattnet i brunnen bör i så fall omsättas tre gånger och prover bör inte uttas förrän värden på pH och konduktivitet har stabiliserats.

Lakvattensediment

Tillväxten av lakvattensediment i lakvattendammar kan förmodas variera. Sedimenttillväxten är beroende av tillförseln av suspenderat material och av bassängens yta. Det är framför allt i äldre dammar som det har bildats tillräckligt med lakvattensediment för att möjliggöra provtagning. Det är okänt hur stor sedimenttillväxten är i lakvattendammar men som jämförelse kan nämnas att i en obelastad recipient är sedimenttillväxten mellan 0,5-1 mm/år och i äldre fiberavlagringar vid cellulosaindustrier kan tillväxten vara upp till flera cm per år (Naturvårdsverket 1999a).

4.4 Provtagningsmetod

Vid provtagning och analys av föreningar i låga koncentrationer är risken för kontaminering stor. Före provtagning bör provtagaren tvätta och skölja händerna noga. Vid

provtagning för analys av metaller bör sterila engångshandskar eller oanvända plastpåsar användas. För att förhindra att provet blir förorenat under provtagningen får provtagningskärllets mynning, hals och insidan av lock inte komma i kontakt med händer eller något föremål.

Om speciella skäl föreligger, t ex att provtagningsplatsen utgör ovanligt stor risk för kontaminering av proverna eller tidigare analysresultat indikerar kontaminering så bör kontamineringsrisken vid provtagningsplatsen bestämmas med en provtagningsblank. Detta utförs så att rent vatten (t ex Milli-Q-vatten) förs till provplatsen i ett rent kärl. På provtagningsplatsen hålls det rena vattnet över i samma slags provtagningskärl som används för övriga prover och vattenblanken hanteras i övrigt på precis samma sätt som vattenproverna.

Lakvatten

Före provtagningen sköljs provtagningskärlet ur en gång med lakvatten. Detta gäller provtagning för alla analyser utom för de fall när provtagningskärlet innehåller ett konserverande ämne. Provtagningskärlet ska heller inte sköljas ur med lakvatten vid provtagning för metallanalys, där proverna senare ska konserveras med syra. (Orsaken är att metaller kan fastna på provkärlets väggar vid sköljningen och senare frigöras vid konserveringen, varvid förhöjda metallvärden erhålls vid analysen.)

Vid provtagning och analys av lakvatten som normalt innehåller både kolloider och partiklar är det av största vikt att de uttagna proven exakt representerar vattnens ursprungliga partikel och kolloidsammansättning.

Om det är lätt att nå vattenytan och flaskan inte innehåller konserveringsmedel tas provet direkt i flaskan utan att använda vattenhämtare. Provtagningsflaskan sänks hastigt ned 10 – 20 cm under vattenytan och fylls helt. I lakvattendamm förs båten sakta mot vinden och flaskan hålls under vattenytan framför stäven. I rinnande ytligt vatten hålls flaskan om möjligt under vattenytan mot strömmen. I bäge fallen måste man undvika att vatten som passerat handen kommer ned i flaskan. Detta kan göras genom att man fattar flaskan runt dess botten och för den framåt mot strömriktningen.

Om vattenytan är svår att nå eller om flaskan innehåller konserveringsmedel används påfyllningsflaska av samma material som provtagningsflaskan. I dylika fall knyts lämpligen teflonlindade snören runt halsen på påfyllningsflaskan utan att flaskmynningen vidrörs, varefter flaskan sänks ned under vattenytan för provtagning. Om det är absolut nödvändigt används flaskhållare eller vattenhämtare, vilket dock ökar risken för kontaminering. Om flaskhållare eller vattenhämtare ska användas fodras att de är väl rengjorda och att blankprov visar att flaskhållaren ej kontaminerar provet. Blankprov utförs genom att hållaren lakas i rent vatten (t ex Milli-Q-vatten) på laboratoriet och att vattnet sedan analyseras. Vid provtagning för metallanalys måste eventuella metalldelar i prov-

hämtdaren vara skyddade så att de ej kommer i kontakt med provet. Vid analys av organiska föreningar måste eventuella plast- eller gummidetaljer vara skyddade. Hållare och hämtare förvaras tillslutna under transport och öppnas precis före provtagningen. Hämtare sköljs upprepade gånger före varje provtagning.

Flaskorna toppfylls för att förhindra avdunstning (evaporation) av ämnen och för att minska påverkan från luftens syre på provet. Flaskorna tillsluts noga efter provtagning. Tas flera prover samtidigt bör provtagningen ske direkt efter varandra på samma ställe och på samma sätt.

Konservering av prov görs med fördel på laboratoriet, eftersom all provhantering i fält ökar kontamineringsrisken. Konservering kan ofta förberedas genom att konserveringsmedlet tillsätts den tomma flaskan på laboratoriet före avfärd till provtagningsplatsen.

Temperatur och pH (samt eventuell syrehalt och redoxpotential) mäts i fält och på det djup där vattenproven tas. Eventuellt registreras parametrarna vid ytan och varje hel meter ned till botten, med hjälp av mätsond. Mätningarna får ej göras direkt i provtagningsflaskan. Vid behov tas en separat volym ut och mätningar görs på den.

Lakvattensediment

Om lakvattensedimentet är lätt att nå tas prov med ren plastspade. Analysen görs på del av sedimentprovet som inte har kommit i kontakt med materialet i själva spaden.

Om sedimentet ska tas under vatten till exempel på botten av en lakvattendamm kan rörhämtare med fördel användas. Provtagning med rörhämtare möjliggör horisontell skiktning av sedimentprofilen. Hämtaren nedsänks från båt eller is. En av de mest använda apparaterna vid provtagning av mjukbotten i sötvatten är dock Ekmanhämtaren, som förekommer i ett stort antal utföranden. Metoden förutsätter ca 10 cm mjuk botten och hämtaren nedsänks från båt eller is. Ekmanhämtare kan användas när rörhämtare inte är lämplig. Analysen görs på del av sedimentprovet som inte har kommit i kontakt med materialet i själva hämtaren.

4.5 Transport till laboratorium

Förse provtagningskärlen med entydig märkning, packa dem försiktigt och skicka proverna så snabbt som möjligt för analys. Proverna ska förvaras mörkt. Om transporttiden beräknas överstiga 4 timmar ska proverna kylas (4-8 °C).

5. Provhantering före analys

Beredning av proverna ska alltid utföras så att påverkan på provet är så liten som möjligt.

5.1 Filtrering

I vissa fall till exempel när någon eller några metaller förekommer i ovanligt höga koncentrationer, kan det vara intressant att filtrera proverna för att bestämma om det höga metallhalten härstammar från partiklar. Det är av största vikt att filtreringen utförs *mycket noggrant* annars finns risk för att filtreringen i sig orsakar felaktiga analysresultat. Detta beror på att metallkoncentrationerna i lakvatten är låga och risken för kontaminering är stor för vissa metaller. Generellt rekommenderas att eventuell filtrering utförs direkt efter ankomst till laboratorium. Filtreringen måste alltid utföras innan provet konserveras med syra.

5.2 Förvaring och konservering

I Tabell 5.1 presenteras vissa rekommendationer för förvaring och konservering av före analys sammanställda. Man kan dock anta att vissa rekommendationer kommer att justeras i takt med att ny kunskap tas fram.

Tabell 5.1 Sammanställning av rekommendationer för förvaring och konservering före analys av olika parametrar.

Parameter	Förvaring och konservering före analys
Konduktivitet	Förvaras mörkt i kyla (0-4 °C), analyseras så snart som möjligt.
Suspenderat material *och efterföljande glödningsrest	Förvaras mörkt i kyla (0-4 °C), analyseras så snart som möjligt absolut senast efter 24 timmar. Får ej konserveras genom tillsatser eller frysas.
Torrsubstans och glödningsrest	Förvaras mörkt i kyla (0-4 °C), analyseras inom 7 dygn.

**Suspenderat material*

Tidigare försök har visat att mängden suspenderat material i lakvatten hade ökat med 20 % efter en dag och med 40 % efter två dagar (Ribbenhed 1998 och Öman et al. 2000). Efter sju dagar hade mängden suspenderat material ökat med 90 %. Därmed var slutsatsen att suspenderat material måste analyseras inom 24 h.

Tabell 5,2 Sammanställning av rekommendationer för förvaring och konservering före analys av olika parametrar (forts.)

Parameter	Förvaring och konservering före analys
COD _{Cr}	Förvaras mörkt i kyla (0-4 °C) och analyseras inom 24 timmar. Alternativt kan provet surgöras med 4 M svavelsyra (10 ml/l) och kan då förvaras 7 dagar före analys eller frysas och kan då förvaras 14 dagar före analys.
BOD ₇	Förvaras mörkt i kyla (0-4 °C). Analyseras så snart som möjligt efter provtagning absolut senast efter 24 timmar. Om analys efter 24 timmar kan provet frysas och måste då ympas.
TOC	Surgörs till pH 2 med t ex 4M svavelsyra (10 ml/l) och förvaras mörkt i kyla (0-4 °C). Analyseras så snart som möjligt dock senast efter 7 dagar. Alternativt kan provet frysas och kan då förvaras en månad före analys.
DOC och POC	Förvaras mörkt i kyla (0-4 °C), filtrering resp. genombubbling med gas snarast möjligt efter provtagning. Får ej konserveras genom tillsatser eller frysas.
Ammoniumkväve	Förvaras mörkt i kyla (0-4 °C) och analyseras inom 24 timmar.
Nitrit- + nitratkväve och Total kväve	Förvaras mörkt i kyla (0-4 °C) och analyseras inom 3 dygn.
Kjeldahlkväve och Totalfosfor	Konserveras med 4M svavelsyra (10 ml/l). Förvaras mörkt i kyla (0-4 °C) och analyseras inom 24 timmar.
Salter	Förvaras mörkt i kyla (0-4 °C), analyseras så snart som möjligt.
Metaller och andra grundämnen utom kvicksilver**	5 ml/l koncentrerad SUPRAPUR salpetersyra för konservering. Före analys kontrolleras pH-värdet och justeras om det är större än 1. Efter provtagning får proverna stå minst 16 timmar med konserverande salpetersyra. Konserverade prov kan förvaras i kyla (0-4 °C) 0,5 år före analys. Lakvattenprover uppsluts före analys.

****Metaller och andra grundämnen utom kvicksilver**

För analys av metaller i vatten skall provets pH sänkas till 1 eller lägre för att undvika att metaller adsorberas på provtagningsflaskans väggar. Det är som regel tillräckligt att tillsätta 5 ml koncentrerad salpetersyra per liter prov. Detta måste dock kontrolleras genom att delar av provvolymen hålls över till annat kärl och pH bestäms (med t ex lackmuspapper). Salpetersyran ska ha ultrahög renhet (suprapur e d) och tillsätts med syradiskad polypropenspets. Tillsatsen av syra sker till tomma provflaskor före avfärd till provtagningsplatsen eller direkt efter ankomsten till laboratoriet efter provtagningen. Endast kemikalier och lösningar av största möjliga renhet får användas. Vattnet ska vara jonbytt och av högsta möjliga renhetsgrad (konduktivitet < 0,2 mS/cm). Analysen ska göras tidigast 16 timmar efter surgörningen. För analys av metaller ska proverna lagras kallt (0-4 °C) eftersom detta minskar utlakning av metaller ur plasten. Metallhalten i naturvattenprover lagrade på detta sätt är stabila i flera månader.

Tabell 5.2 Sammanställning av rekommendationer för förvaring och konservering före analys av olika parametrar (forts.).

Parameter	Förvaring och konservering före analys
Kvikksilver och metylkvikksilver	För att stabilisera kvikksilver i vatten för längre tids förvaring (flera månader) bör pH-värdet vara lägre än 0,1 och oxidationsmedel tillsätts. 5 ml dikromat-salpetersyra (2 g $K_2Cr_2O_7$ per liter HNO_3) tillsätts per 100 ml prov. Kvikksilverhalten i oxidationsmedelet måste kontrolleras noga.
Tennorganiska föreningar	Förvaras mörkt i kyla (0-4 °C) och analyseras inom 48 timmar. Eventuellt kan natriumazid tillsättas eller provet frysas, om det ej stör analysen eller förändrar provet.
Extraherbara alifatiska och aromatiska ämnen	Ca 2 ml saltsyra/l, syratillsatsen ska sänka pH till 2.
Organiska föreningar, EGOM och EOX***	Förvaras mörkt i kyla (0-4 °C) och analyseras inom 48 h. Alternativt kan vattenprov konserveras med 0,2 vikts-% natriumazid och förvaras mörkt i kyla i maximalt en vecka.
Toxikologiska bestämningar ****	Förvaras mörkt i kyla (0-4 °C) och testas inom 48 timmar. Alternativt kan vattenprov eventuellt frysas. Lakvattensedimentprover för biologiska tester får förvaras högst en månad i kyla.

*** *Organiska föreningar, EGOM och EOX*

Tidigare studier av lakvatten har visat små förluster av monocykliska kolväten och naftalen vid förvaring i kyl under två dagar (Öman et al. 2000). Förvaring i kyl en vecka gav signifikanta förluster av monocykliska kolväten och indikerade förluster av naftalen, diklorbensen och tetraklorfenol. Ftalater visade förhöjda koncentrationer vid infrysning i Teflon vilket kan antas bero på kontaminering från Teflonflaskorna. Därmed rekommenderas konservering med 0,2 vikts-% natriumazid och förvaring i kyla i maximalt en vecka för lakvattenprov före analys av organiska föreningar. Natriumazid hämmar den biologiska nedbrytningen. Det ska dock noteras att natriumazids eventuella påverkan på de kemiska analyserna inte har studerats. Även förvaring i kyla (4-8 °C) och mörker av obehandlade prov under maximalt 2 dygn ger förluster som kan anses vara försumbara. Förvaringskärlet bör utgöras av glas och inte av Teflon. Vidare ska noteras att analyssvaren kan skilja sej mellan olika laboratorier vid dessa låga koncentrationer.

*****Toxikologiska bestämningar*

Vattenprover för biologiska tester ska förvaras kallt (4-8 °C) och mörkt före test. Testet ska helst ske direkt på provtagningsdagen, något som dock sällan låter sig göras. Om förvaringstiden (inklusive transporttid) överstiger 48 h bör proverna frysas och därefter förvaras vid högst -18°C. Frysningens eventuella effekter på provet har inte studerats (Öman et al. 2000). Natriumazid kan inte sättas till prov som ska användas för toxicitetstester på grund av dess påverkan på biologisk aktivitet.

Frysning och upptining av prover

Måste proverna förvaras under längre tid än vad som är lämpligt för en viss analys bör proverna frysas. Dock innebär frysning risk för förändringar av provet som kan ge missvisande analysresultat för vissa analysparametrar. Kunskapen om detta är dock ännu mycket begränsad och här rekommenderas därför frysning endast när det är absolut nödvändigt. Information om att prov har varit fryst måste alltid biläggas analysresultaten. Öman et al. (2000) har visat att BOD, COD, TOC pH och konduktivitet ej påverkades av frysning. Frysning gav dock signifikanta förluster av monoaromatiska föreningar, naftalen och diklorbensen. Frysning i glas gav dock lägra förluster än förvaring av obehandlat prov i kyl en vecka. Förluster av monocykliska kolväten var större vid frysning i Teflon än vid frysning i glas. Eventuellt förelåg även svaga förluster av PAH, klorbensener och klorfenoler vid infrysning i Teflon i förhållande till frysning i glas.

Frysning av glasflaskor med prov förutsätter att glasflaskorna i sig klarar själva frysningen. Före infrysningen hålls 1/3 av vattenprovet av, flaskorna försluts och fryses liggande. Upptining av frysta prover görs i kyl (4 - 8°C). Helst ska flaskorna tinas upp och-ned, i syfte att förhindra avgång av flyktiga föreningar genom locket. Upptiningen måste ske mycket varsamt så att flaskorna inte spricker.

6. Analys

6.1 Analyismetoder

Olika analyismetoder kan i vissa fall ge olika resultat och använda metoder ska alltid biläggas analysresultaten. Analyserna utförs med fördel av laboratorier som är ackrediterade för de aktuella metoderna. Föreliggande karakteriseringspaket begränsas inte till vissa analyismetoder, men nedan ges exempel på användbara metoder:

- För de flesta analyser av allmän karakterisering och summaparametrar finns metoder enligt Svensk Standard.
- För metaller och andra grundämnen gäller att provet ska uppslutas före analys genom tillsatts av syra samt upphettning. Uppslutning innebär att en stor andel (eller eventuellt all) metall som förekommer i provet analyseras. Olika uppslutningsmetoder kan ge olika analysresultat. Ofta sker analyserna med ICP-AES (plasma-emissionspektrometri) och ICP-MS (plasma-masspektrometri).
- Analyser av organiska och metall-organiska föreningar sker ofta med HPLC (vätskekromatografi), GC-MS (gaskromatografi och masspektrometri), GC-EC (gaskromatografi med elektronfångar detektor) och GC-FID (gaskromatografi med

flamjonisationsdetektor). För organiska ämnen är det särskilt viktigt att beakta att olika analysmetodiker kan ge olika analysresultat och att utbytet kan vara olika för olika extraktionsmetoder.

- Vid GC-MS screening kan antalet identifierade föreningar ökas om provet analyseras både oderivatiserat och derivatiserat. Derivatisering kan ske genom t ex metylering och acetylering.

Bestämningarna ska innefatta suspenderat material om detta inte stör analysen. Provtagningsflaskor ska därför skakas kraftigt innan analysprovet tas ut.

6.2 Störningar

Föreningar som förekommer i lakvatten kan störa analyser av andra komponenter. Störande komponenter kan vara höga salthalter, höga ammoniumhalter och hög halt suspenderat material. Detta måste diskuteras med laboratoriet före analys.

6.3 Detektionsgränser

Samtidigt som det krävs av vissa analysmetoder att de kan analysera ned till mycket låga koncentrationer, är det onödigt kostsamt att välja analysmetoder med låga detektionsgränser för andra ämnen. Detektionsgräns för analysmetoder kan väljas enligt två kriterier:

- Om det föreligger ett gränsvärde för en förening som ska gälla för den aktuella situationen kan detektionsgränsen väljas till en nivå som motsvarar halva gränsvärdet eller lägre.
- Alternativt kan detektionsgränsen väljas så att föreningarna kan detekteras på de nivåer som kan förväntas enligt tidigare analyser (Bilaga 4.1 och 4.2.) Framtida undersökningar kan förväntas ge ytterligare information om i vilka koncentrationer olika föreningar normalt föreligger.

7. Utvärdering av resultat

Bedömning av lakvattnens innehåll av förorenande ämnen kan utgå både från uppmätta halter och mängder. En bedömning baserad på halter är värdefull vid val och utvärdering av lakvattenbehandlingsmetoder. Haltmättet är också avgörande för beräkning av effekter och utspädningar i recipienten. Mängdbestämningar är en förutsättning för jämförelse av den totala föroreningsbelastningen mellan olika utsläppskällor. För stabila bioackumulerbara ämnen utgör mängden ett avgörande belastningsmått. Recipientens

storlek, känslighet, tidigare belastning, skyddsvärde etc. är avgörande för bedömningen av utsläppens förorenade effekter.

Utvärderingen av uppmätta halter kan understödjas av jämförelser med:

- Resultat från tidigare karakteriseringar.
- Bakgrundsvärden.
- Gräns och riktvärden.
- Riskbedömningar av identifierade ämnen eller ämnesgrupper.

7.1 Resultat från tidigare karakteriseringar av lakvatten

I Bilaga 5 presenteras sammanställningar av resultat från karakteriseringar av lakvatten och av lakvattensediment från avfallsupplag. I sammanställningen ingår endast provtagningar och provhanteringar som utförts enligt ovan beskrivet karakteriseringsprogram. Sammanställningen anger minsta detekterat värde, största detekterat värde, medianvärde, medelvärde, relativ standardavvikelse och antal analyserade lakvatten.

Vid jämförelse med tidigare resultat måste hänsyn tas till följande:

- Provtagnings- och provhangeringsmetod.
- Analysmetod.
- Provtagningspunkt.
- Om lakvattnet har passerat förorenade ytor före provtagningspunkten.
- Typ av deponerat avfall i upplaget (eller den provtagna delen av upplaget).
- Eventuell behandlingsmetod som använts före provtagning.
- Nederbörd före provtagning.
- Provtagningsdatum (årstid).

Ovanstående presenteras i Öman et al. (2000) för de analysresultat som finns sammanställda i Bilaga 5.

7.2 Bakgrundsvärden

I Bilaga 6 presenteras ”vanligt förekommande bakgrundshalter” i naturliga recipienter enligt STORK-projektets rapport (Naturvårdsverket, 1996). Författarna till STORK-projektet anger att utspädning i recipient vid fullständig inblandning ofta är minst 20 gånger. Därför antas i rapporten att den maximala halten förorening i avloppsvatten kan

uppgå till 20 gånger naturlig bakgrundshalt, gällande riktvärde eller skattad ”säker” effektnivå. Vidare presenteras i Bilaga 6 vanligt förekommande halter av metaller och andra grundämnen i jordskorpan enligt Sternbeck och Östlund (1999).

7.3 Gräns- och riktvärden

Gräns- och riktvärden finns sammanställda i Bilaga 7.

Förorenad mark

Naturvårdsverket har sammanställt bedömningsgrunder för förorenad mark baserade på effekter och koncentrationer av förekommande ämnen (Naturvårdsverket, 1999a). I begreppet förorenad mark inkluderar Naturvårdsverket avfallsupplag. Naturvårdsverket anger också riktvärden för förorenad mark. Med riktvärden för förorenad mark avses halter under vilka negativa effekter på människa eller miljö inte anses kunna riskeras, vare sig på kort eller lång sikt. Sammanställningar av ovanstående finns presenterad i Bilaga 7.1.

Förorenat ytvatten

Naturvårdsverket har sammanställt bedömningsgrunder för förorenat ytvatten baserade på effekter och koncentrationer av förekommande ämnen (Naturvårdsverket 1999a och b). En sammanställning avser bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag och en sammanställning avser vattenkvalitetskriterier utarbetade i Kanada för att skydda akvatiskt liv. Naturvårdsverket har också sammanställt tillståndsklassningar av sjöar och vattendrag samt av sediment i dessa (Naturvårdsverket 1999b). Sammanställningar av ovanstående finns presenterade i Bilaga 7.2.

Förorenat grundvatten och dricksvatten

Naturvårdsverket har sammanställt bedömningsgrunder för förorenat grundvatten baserade på effekter och koncentrationer av förekommande ämnen (Naturvårdsverket 1999a). En sammanställning avser förorening av grundvatten från bensinstationer och ytterligare en avser bedömningsgrunder för förorenat dricksvatten baserade på hälsoeffekter och koncentrationer av förekommande ämnen. Vidare har Naturvårdsverket sammanställt bedömningsgrunder för grundvatten som verktyg vid bedömning av grundvattens tillstånd och om det är antropogent påverkat eller ej. Sammanställningar av ovanstående finns presenterat i Bilaga 7.3.

Avloppsslam

Naturvårdsverket har infört gränsvärden för vissa metaller och riktvärden för några organiska föreningar för användningen av slam på åkermark. (Statistiska centralbyrån, 1995) Gränsvärden är bindande och får i princip inte överskridas, medan riktvärden är

halter av föroreningar som bör underskridas för att uppehålla en god miljö. Gräns- och riktvärdena finns sammanställda i Bilaga 7.4.

7.4 Enskilda föreningars farlighet

Enskilda föreningars farlighet kan t ex bedömas utifrån Kemikalieinspektionens föreskrifter och klassificeringar.

- Dessutom anger Naturvårdsverket (1999a) att man ”bör se allvarligt på” de cirka 500 föreningar som ingår i kemikalieinspektionens ”Solnedgångsprojekt” (Kemikalieinspektionen 1995a). Av de 500 föreningarna som valts ut i solnedgångsprojektet identifierades de 100 farligaste (Kemikalieinspektionen 1995b) och för dessa finns ämnesspecifika data sammanställda (Kemikalieinspektionen 1995c).
- Naturvårdsverket (1999a) anger vidare att man också ”bör se allvarligt på” de föreningar som ingår bland de 200 föreningar som finns upptagna på Kemikalieinspektionens ”Observationslista” (Kemikalieinspektionen 1998).
- Kemikalieinspektionens ”Begränsningslista” presenterar föreningar som är förbjudna eller vars användning är begränsad genom olika förordningar (Kemikalieinspektionen 1995d). Enligt Naturvårdsverket (1999a) bör föreningar som enligt denna lista ej får hanteras yrkesmässigt eller som ska avvecklas, betraktas som föreningar med hög farlighet.
- Vidare har Kemikalieinspektionen presenterat ”Föreskrifter om klassificering och märkning av kemiska produkter” vilken inkluderar cirka 2200 ämnen (Kemikalieinspektionen 1994). Utifrån denna har Naturvårdsverket gjort en indelning av vissa ämnens, produkters och blandningars farlighet (Bilaga 8).

I lakvatten förekommer fler föreningar samtidigt och hur dessa samverkar är okänt. Vid bedömning av enskilda föreningars farlighet tas därmed ingen hänsyn till samverkans-effekter.

7.5 Uppmätta värden för toxicitet

I Bilaga 2 presenteras uppmätta värden för vissa föreningars toxicitet. Vid bedömning av enskilda föreningars toxicitet tas ingen hänsyn till samverkans-effekter.

8. Diskussion

Studien syftade till att ge en bred bakgrund för utformning av en metodik för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag, vilket presenteras i Öman et al. (2000). Det hade naturligtvis varit önskvärt att med ett sådant program kunna definiera alla miljöstörande komponenter. Men eftersom antalet föreningar är stort, analysmetoderna begränsade och kunskapen om komponenternas effekter på miljön är begränsad, så är detta inte möjligt.

Det råder dessutom ofta en motsättning mellan behov av analyser och kostnader för dessa. Därför måste i varje enskilt fall behovet av information vägas mot kostnaderna. Det är därför inte möjligt att i föreliggande program ge rekommendationer för analysprogram i varje enskilt fall. Men syftet har varit att ge bästa möjliga underlag för val av program. Karakteriseringsprogrammet måste därför ofta begränsas till ett urval av parametrar som till en rimlig kostnad utifrån dagens kunskap beskriver en tillräckligt stor del av miljöeffekterna

9. Referenser

(Inkluderar referenser från bilagorna)

- Axelsson, B., Holm, G., Lindén, O. och Lundberg, G. (1989). Båtbottenfärgers effektivitet och miljörisker. Rapport B-968, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Cheung, K. C., Chu, L. M. och Wing, M. H. (1993) Toxic effect of landfill lachate on microalga. *Water, Air and Soil Pollution*, 69, pp 337-349.
- Eklund, B. (1995) Metodmanual för reproduktionstest med rödalgen *Ceramium strictum*. ITM-Rapport 40, ITM-Stockholms Universitet.
- Greenpeace Research Laboratories (1998) Laboratoriereport av David Santillo. Greenpeace Research Laboratories, University of Exeter, Exeter, UK.
- IVL (1998) Laboratoriereport av Mikael Remberger. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Kemikalieinspektionen (1989) Miljöfarliga ämnen, exempellista och vetenskaplig dokumentation. Rapport 10/89, Kemikalieinspektionen, Solna.
- Kemikalieinspektionen (1994) Kemikalieinspektionens föreskrifter om klassning och märkning av kemiska produkter. KIFS 1994:12. Kemikalieinspektionen, Solna. (www.kemi.se)
- Kemikalieinspektionen (1995a) Solnedgångsprojektet. Rapport 13/94, Kemikalieinspektionen, Solna.
- Kemikalieinspektionen (1995b) A priority setting scheme for scoring hazardous properties (Supplement to report No 13/94.) Rapport 2/95, Kemikalieinspektionen, Solna, Stockholm.
- Kemikalieinspektionen (1995c) Hazard Assessments-Chemical substances selected in the Swedish Sunset project (Supplement to report No 13/94.) Rapport 12/95. Kemikalieinspektionen, Solna.
- Kemikalieinspektionen (1995d) Begränsningslistan, förteckning över ämnen som är förbjudna eller vars användning är inskränkt. Kemikalieinspektionen, Solna. (www.kemi.se)

- Kemikalieinspektionen (1998) OBS-listan, Exempellista över ämnen som kräver särskild uppmärksamhet. Kemikalieinspektionen, Solna.
- May, U., Granmo, Å., Ekelund, R. och Berggren, M. (1998) Rapport till Svenska Renhållningsverksföreningen angående genotoxiska undersökningar av ett renvatten samt 11 st lakvatten från olika avfallsupplag. Kristinebergs Marina Forskningsstation, Fiskebäckskil.
- Naturvårdsverket (1998) Monitor 16, Organiska miljögifter-Ett svenskt perspektiv på ett internationellt problem. Naturvårdsverkets Kundtjänst, 106 48 Stockholm.
- Naturvårdsverket (1989a) Biologisk och kemisk karakterisering av ytliga lakvatten. Rapport 3702. Naturvårdsverkets Kundtjänst, 106 48 Stockholm.
- Naturvårdsverket (1989b) Biologisk-kemisk karakterisering av industriellt avloppsvatten. Allmänna råd 89:5. Naturvårdsverkets Kundtjänst, 106 48 Stockholm.
- Naturvårdsverket (1992) Metodmanual för akuttoxicitetstest med kräftdjuret *Ceriodaphnia dubia*. Rapport 4035, Naturvårdsverkets Kundtjänst, 106 48 Stockholm.
- Naturvårdsverket (1996) Karakterisering av utsläpp från kemiindustrin, STORK-projektet. Rapport 4621, Naturvårdsverkets Kundtjänst, 106 48 Stockholm.
- Naturvårdsverket (1999a) Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljökvalitet, vägledning för insamling av underlagsdata. Rapport 4918, Naturvårdsverkets Kundtjänst, 106 48 Stockholm.
- Naturvårdsverket (1999b) Sjöar och vattendrag. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Rapport 4913, Naturvårdsverkets Kundtjänst, 106 48 Stockholm.
- Naturvårdsverket (1999c) Grundvatten. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Rapport 4915, Naturvårdsverkets Kundtjänst, 106 48 Stockholm.
- Naturvårdsverket (1999d) Ökade eller minskade miljögiftshalter i den svenska miljön? Rapport 5016, Naturvårdsverkets Kundtjänst, 106 48 Stockholm.
- NUTEK (1994). Oxygenater i motorbensin, NUTEK Förlag, Trycksaksexpeditionen, 117 86 Stockholm
- Nyffeler, A., Gerber, H.-R., Hurle, K., Pestemer, W. och Schmidt, R. R. (1982) Collaborative studies of dose-response curves obtained with different bioassay methods for soil-applied herbicides. *Weed Research* **22**: 213-222.
- OECD (1994) Co-operative Risk Reduction Activities for Certain Dangerous Chemicals - Mercury. Draft status report. Environmet Directorate. Organisation for Economic Co-operation and Development, May.
- SIS-STG (1991) Vattenundersökningar - Bestämning av toxicitet hos kemiska produkter och avloppsvatten med kräftdjuret *Nitocra spinipes* Boeck - Statisk metod, akut toxicitet. Svensk standard SS 02 81 06.
- ISO 8692. "Water quality - Fresh water algal growth inhibition test with *Raphidocelis subcapitata* and *Scenedesmus subspicatus*.
- Sternbeck, J. och Östlund, P. (1999) Nya metaller och metalloider i samhället. B-1332. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Statistiska centralbyrån (1995). Utsläpp till vatten och slamproduktion 1995. Statistiska meddelanden, Na 22 SM 9701
- Stockholm Vatten (1990-91) Avloppsvatten från industrier, Stockholm Vatten, Industri och Samhälle, 106 36 Stockholm.

- Svenson, A (1993). Microtox-test, en metodbeskriving. Rapport B 1100, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Svenson, A., Viktor, T., och Remberger, M. (1998). Toxicity of elemental sulfur in sediments. *Environ. Toxicol. Water Qual.* 13:217-224.
- Ribbenhed, M. (1998) Karakterisering av lakvatten genom fraktionering och multivariat modellering. Examnesarbete. Trita-KET-IM 1998:19. Avdelningen för Industriellt Miljöskydd, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm.
- USEPA (1985) Ambient water quality criteria for ammonia-1984. PB85-227114. U S. Environmental Protection Agency Washington, DC.
- USEPA (1989). Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organisms. EPA/600/4-89/001.
- Winter-Nielsen M och la Cour Jansen Jes (1993). Afprøvning af screeningsmetode for nitrifikationshæmning. Komp. Vandkvalitetsinstitutet DK.
- Westheide, W. och Bethke-Beilfuss, D. (1991) The sublethal enchytraeid test system: guidelines and some results. In *Modern Ecology: Basic and Applied Aspects*. (Ed. G. Esser and D. Overdieck) Elsevier, Amsterdam.
- Öman, C. (1991) Omvandlingsfaser i ett kommunalt avfallsupplag. B-1017, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Öman, C. (1998) Emissions of organic compounds from landfills. Doktorsavhandling, TRITA-AMI PHD 1021, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm.
- Öman C, Malmberg M och Wolf-Watz C (2000) Utveckling av metoder för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag - Slutrapport. B-1353, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.

Karakteriseringsprogram som har föreslagits i tidigare studier

MIFO-modellen

Undersökning av förorenande objekt och klassificering av risker

Naturvårdsverket presenterar en sammanfattning av MIFO-modellen (Naturvårdsverket 1999a). MIFO modellen beskriver hur ett potentiellt förorenande objekt ska undersökas och hur risker som objektet orsakar på miljön ska klassificeras. MIFO-modellen är indelad i två faser, där FAS 1 omfattar en orienterande studie och riskklassning, och FAS 2 en översiktlig studie och en ny riskklassning. I FAS 2 ingår jord, grundvatten, ytvatten och sedimentprovtagningar och analys av dessa. I Tabell Bilaga 1.1 redovisas rekommenderade analyser enligt MIFO-modellen.

Tabell Bilaga 1.1 Rekommenderade analyser enligt MIFO-modellen (Naturvårdsverket 1999a).

	Basprogram	Tilläggsprogram
Kemisk och fysikalisk karakterisering	pH	AOX
	Konduktivitet	EOX
	Färgtal	Screening och specifik analys av flyktiga föreningar med SPME-metoden (solid phase micro extraction)
	Turbiditet	Olja och fett
	Syre och syremättnad	Summa PAH
	Total-kväve	Potentiellt bioackumulerbara substanser (PBS) med tunnskiktskromatografi-metoden (TLC)
	Total-fosfor	TOC
	Klorid	Eventuella specifika analyser med GC-MS
	Torrsubstans	
	Glödgningsrest	
	Metaller*	
Biologisk karakterisering	EGOM	
	Microtox	Algtest - 72 h EC50, EC10, LOEC, NOEC
		Mussetest - EC50, LOEC, NOEC
		Celltest EROD
		Umu-C test

* Metaller inkluderar silver, aluminium, vanadin, krom, mangan, järn, kobolt, nickel, koppar, zink, arsenik, kadmium, bly och kvicksilver.

KIU-metodiken

Karakterisering av industriella avloppsvatten

Naturvårdsverket har sammanställt en metodik för karakterisering av industriella avloppsvatten, KIU (Naturvårdsverket 1989b). Metodiken är avsedd för att tillämpas i tillsyns- och prövningsärenden och innehåller biologiska och kemiska tester. KIU-metodiken innehåller förutom insamling av befintliga data tre steg. STEG I innehåller översiktliga tester (screening tester). STEG II utförs om informationen från STEG I inte är tillräcklig och är riktad mot specifika frågor. STEG III utförs om ytterligare information krävs. Metodiken bygger på en indelning av parametrar i fyra grupper; kemisk karakterisering, nedbrytbarhet, bioackumulering och biologiska tester (Tabell Bilaga 1.2).

Tabell Bilaga 1.2 Analys av parametrar vid karakterisering av industriella avloppsvatten enligt KIU-metodiken (Naturvårdsverket 1989b).

STEG I		Alternativ / komplement
Kemisk karakterisering	pH	DOC
	Konduktivitet	Kända eller misstänkta specifika föreningar
	TOC	Mineralolja
	Suspenderat material	AOX
	Kväve- och fosforföreningar	TOCl EOCl
Nedbrytbarhet	BOD ₇ / COD kvot	
Bioackumulering	Förekomst av lipofila ämnen med TLC	
Biologiska tester	Fisk 96h LC50	Sebrafisk, lax/regnbåge/öring, löja, abborre, fathead minnow, storspigg, skrubbskädda, torsk
	Kräftdjur 48/96h LC50	<i>Daphnia</i> , <i>Ceriodaphnia</i> , <i>Nitocra</i> , <i>Crangon</i> , <i>Acartia tonsa</i>
	Alger 5d EC50	<i>Selenastrum</i> , <i>Monoraphidium</i> , <i>Chlorella</i> , <i>Scenedesmus</i> , <i>Skeletonema</i>
	Högre växter 5d EC50	<i>Lemna</i> , gul lök, lins
	Aktivt slam	Respirations- och nitrifikationshämmning
	Bakterier	Prescreeningstest: Microtox
STEG II		
Kemisk karakterisering	GC-MS, HPLC, annan specifik analys	
Nedbrytbarhet	Biokemisk nedbrytning följt av TOC eller DOC	
Bioackumulering	Analys av lipofila ämnen med TLC	

Tabell Bilaga 1.2 Analys av parametrar vid karakterisering av industriella avloppsvatten enligt KIU-metodik (Naturvårdsverket 1989b) (forts.).

STEG II (forts)		
Biologiska tester	Fisk överlevnad, tillväxt, fysiologiska förändringar Kräftdjur fortplantning Musslor överlevnad Alger Gentoxicitet, Ames test	Ägg/yngeltest sebrafisk Långtidsexponering 14d Yngeltest Fathead minnow Lax/regnbåge/öring, abborre <i>Daphnia, Ceriodaphnia, Nitocra</i> Larver från blåmussla Algtestbatteri
STEG III		
Kemisk karakterisering	Fortsatt specifik analys Analys av sediment	
Nedbrytbarhet	Test med mikroorganismer isolerade från utsläppsmiljön	
Bioackumulering	Analys av organismer som utsatts för av- loppsvatten på laboratoriet, som bursatta i recipient eller som viltlevande fisk musslor snäckor	Lax/regnbåge/öring, abborre Blåmussla, dammussla <i>Lymnea</i>
Biologiska tester	Laboratorieförsök sebrafisk sena effekter sill, ägg/yngel fysiologiska effekter förorenade sediment Burförsök fysiologiska förändringar hos fisk Smakförändring hos fisk Viltfångad fisk Fysiologiska och morfologiska förändringar Samhällsnivå toleransökning hos perifytonsamhällen Modellekosystem studium av nedbrytning/omvandling, för- delning samt effekter i –littoralsamhällen- mjukbottensamhällen	<i>Tubiflex Daphnia</i> Lax/regnbåge/öring, abborre Lax/regnbåge/öring Abborre, skrubbskädda, hornsimpa, lax/regnbåge/öring

Diskussion

Vid jämförelse mellan MIFO och KIU framgår att MIFO lägger större tyngd vid kemisk och fysikalisk karakterisering medan KIU prioriterar biologiska tester.

Tidigare karakterisering av lakvatten

En tidigare studie av lakvatten ingick i projektområdet ”DEPÅ 90 – Avfallsdeponering på 90-talet”. Studien omfattade biologisk och kemisk karakterisering av åtta deponier fördelade inom södra och mellersta Sverige (Naturvårdsverket, 1989a). EC/LC 50-värden för akuttoxiska effekter mätta med screeningtestmetoderna slamhämning-, Microtox-, alg-, Ceriodaphnia-, Lemna- och sebrafisktest varierade mellan 10 och 50 % inblandning av lakvatten för de mest känsliga metoderna. Slutsatser drogs att lakvatten från de undersökta deponierna kunde förväntas ge toxiska effekter i recipienter vid ca 1 % inblandning eller högre. Vidare drogs slutsatserna att effekter av bioackumulerbara ämnen, fysiologiska störningar och eutrofiering kunde förekomma vid lägre koncentrationer än för akuttoxiska effekter. Genomgående svaga mutagena effekter noterades vid Ames test. Metallinnehållet i lakvatten var höga främst av arsenik, nickel, kadmium, volfram, kvicksilver och vismut. Ammonium/ammoniak, koppar, kadmium och kvicksilver förekom vid vissa deponier i toxiska koncentrationer. Vid sex av deponierna förekom ett eller flera potentiellt bioackumulerbara ämnen eller ämnesgrupper. I Tabell Bilaga 1.3 presenteras tester och analyser som föreslogs ingå vid karakterisering av lakvatten.

Tabell Bilaga 1.3 Sammanställning av tester och analyser som tidigare rekommenderats att ingå vid karakterisering av lakvatten (Naturvårdsverket, 1989a).

Kemisk karakterisering		Biologisk karakterisering
Allmän karakterisering	pH	Microtox
	Konduktivitet	Grönalg
	Suspenderat material	<i>Ceriodaphnia</i>
	COD	Sebrafisk
	BOD ₇	<i>Lemna</i>
	TOC eller DOC	Slamhämning*
	AOX	
Närsalter	N-ammonium	
	N-total	
	P-total	
Metaller	Kvicksilver	
	Kadmium	
Nedbrytbarhetstest	Bestämning av DOC och BOD samt TOC och COD vid start och slut av nedbrytbarhetstest	
Potentiell bioackumulerbarhet	Semikvantitativ bestämning av mängden svårnedbrytbar substans	

* Syftet med slamhämning är att ge information om eventuella störningar av processer i reningsverk.

För Microtox användes standardtestets 100-procentmetod, med vilken i det närmaste utspädda prover kan testas. Alg-, *Ceriodaphnia*-, *Lemna*- och Sebrafisktesterna kunde enligt studien tillämpas på lakvatten med acceptabelt resultat. Vissa störningar noterades, såsom att successivt stigande pH noterades för samtliga lakvatten. Mest påtaglig var störningen för statiska tester såsom grönalg och *Lemna*. I rapporten föreslås att karakteriseringen bör kompletteras med allmänna parametrar samt med metaller av speciellt intresse för respektive deponi. Vid tolkning av toxicitet används normalt de värden som ger högst toxicitet, oavsett organism.

STORK-projektet

STORK projektet syftade till att kartlägga utsläpp av stabila organiska ämnen från kemiindustrin (Naturvårdsverket, 1996). Karakteriseringen byggde på KIU-metodiken och inkluderade kemisk analys, toxicitetstester, nedbrytbarhetstest och bestämning av bioackumulerbarhet och. I Tabell Bilaga 1.4 presenteras de parametrar som rekommenderades för analyseras inom STORK-projektet. Vid tolkning av toxicitet används normalt de värden som ger högst toxicitet, oavsett organism.

Tabell Bilaga 1.4 Parametrar som föreslås ska analyseras inom STORK –projektet (Naturvårdsverket, 1996).

Kemisk karakterisering		Biologisk karakterisering
Allmän karakterisering	pH Konduktivitet Suspenderat material	Microtox Alg - tillväxthämning Kräftdjur - akuttoxicitet
Organiska summaparametrar	COD _{Cr} BOD ₇ TOC DOC AOX EOX Olja (extraherbara ämnen, opolära ämnen) EGOM	Sebrafisk- akuttoxicitet (ev.) Nitrifikationshämmning Slamhämming*
Kväve	N-organiskt (N-total, N-ammonium, N-nitrit och nitrat)	
Fosfor	P-organiskt (P-total, P-fosfat)	
Test med några dagars mellanrum under ca 4 veckor	TOC; DOC; COD; BOD;	
Test av persistent fraktion *	Microtox, alg, kräftdjur, sebrafisk, pH, konduktivitet, DOC, BOD, AOX, EOX, olja, PBS	
Potentiellt bioackumulerbara substanser (PBS)	Semikvantitativ bestämning av mängden svårnedbrytbar substans	

* Inom STORK-projektet avses med begreppet persistenta ämnen sådana organiska ämnen som inte har reducerats efter minst 28 dygns biologisk nedbrytning under enhetliga temperatur och syresättningsförhållanden och med tillsattser av närsalter och spårämnen. Genom bestämning av halterna DOC, TOC, COD_{Cr} och BOD₇ före och efter stabilisering av ett samlingsprov beskrivs innehållet av organiska ämnen i utgående avloppsvatten respektive möjlig reduktion av dessa genom mikrobiologisk aktivitet.

Bekämpningsmedel som bör analyseras i grundvatten

Naturvårdsverket har sammanställt bedömningsgrunder för grundvatten som verktyg vid bedömning av grundvattens tillstånd och om det är antropogent påverkat eller ej (Naturvårdsverket 1999c). I rapporten anges ett antal bekämpningsmedel som bör ingå vid analys av grundvatten. Urvalet har gjorts med avsikten att ringa in ämnen som har en potential för läckage i mark, som har detekterats i grundvatten och / eller används i stora mängder (Tabell Bilaga 1.5).

Tabell Bilaga 1.5 Bekämpningsmedel som bör analyseras i grundvatten (Naturvårdsverket 1999c).

Nedbrytningsprodukter är kursiverade.

2,4-D	Fenoxaprop-P	Mecoprop-P (MCP)
Atrazin (<i>Desetylatrazin, Desisopropylatrazin</i>)	Fluroxipyr	Metamitron
Bentazon (<i>BAM = 2,6-diklorbenzamid</i>)	Glyfosfat	Metazaklor
Cyanazin	Imazapyr	Metribuzin
Diklorprop-P	Isoproturon	Simazin
Dimethoat	Klopyralid	Sulfonylureor
Etofumesat	Kvinmerac	Terbutylazin
ETU	MCPA	

Information om enskilda parametrar

Nedan följer kortfattad information om flera av parametrarna som ingår i studien. Det är viktigt att uppmärksamma att sammanställningen *inte gör anspråk på att vara fullständig*.

Allmän karakterisering

pH

pH bestäms potentiometriskt med kombinationselektrod. pH-värdet är ett mått på hur surt eller basiskt ett medium är och påverkar bland annat ämnens förekomstform och löslighet.

Konduktivitet

Konduktivitet beskriver vattnets elektrolytiska ledningsförmåga och uttrycks som inverterad resistens. Konduktiviteten ger en uppfattning om halten lösta salter i vattnet.

Suspenderad substans

Suspenderad substans utgörs av partiklar i ett vattenprov, som vid filtrering (genom glasfiberfilter Whatman GF/A, dvs 1,6 µm) kvarhålls på filtret. Halten anges efter torkning vid 105 °C. Suspenderat material är en viktig variabel eftersom det kan vara bärare av potentiellt bioackumulerbara substanser (PBS). I en undersökning av avloppsvatten från ett fotolaboratorium fann man t ex att PBS-mängden fördelades jämt mellan suspenderat material och vattenfas (STORK-projektet). Vattenproverna kan vara instabila, vilket medför att halten suspenderad substans är beroende av lagringstid, transportsätt, pH och andra omständigheter.

Torrsubstans (TS)

Ett provs torrsubstans bestäms genom torkning vid 105 °C. Skillnaden i vikt före och efter torkning betecknar provets torrsubstans.

Glödningsrest

Glödningsrest motsvarar återstoden sedan suspenderad substans eller torrsubstans glödgats vid 550 °C. Ibland anges istället glödningsförlust vilket motsvarar viktminskningen då suspenderad substans eller torrsubstans glödgas vid 550 °C. Glödningsstemperaturen 550 °C har valts därför att vid denna temperatur sker förbränning av organiska beståndsdelar utan att större mängder oorganiska ämnen går förlorade. För många typer av vatten kan man approximera halten organiskt material i det suspenderade materialet

genom att bestämma glödningsresten. Det finns dock oorganiska ämnen som försvinner vid en glödningsrestbestämning, t ex kan zink förångas.

BOD₇ (biologisk syreförbrukning)

Provet späds med syremättat vatten som innehåller närsalter och om så erfordras tillsätts en bakterieymp. BOD₇ -värdet erhålls från skillnaden i syrehalt vid bestämning efter 0 och 7 dygn. Syreförbrukande substans utgörs av lösta kolföreningar, vilka kan ge upphov till syrebrist i sjöar och andra vattendrag. Mängd syreförbrukande substans kan bestämmas som BOD och COD. BOD inkluderar lättnedbrytbara organiska ämnen medan COD inkluderar både lättnedbrytbara och svårnedbrytbara ämnen. Kvoten BOD/COD anger graden av nedbrytbarhet för det organiska materialet i ett lakvatten. Ju högre värde på kvoten desto större innehåll av lättnedbrytbara organiska ämnen och därmed större syreförbrukande förmåga. BOD/COD kvoten är ofta relativt låg i de flesta lakvattnen eftersom de lättnedbrytbara ämnena bryts ned inuti avfallsupplaget. Kvoten BOD/COD kan också användas för att bedöma omvandlingsfas (Öman 19919).

COD_{Cr} (kemisk syreförbrukning)

Den kemiska syreförbrukningen bestämd enligt dikromatmetoden (COD_{Cr}) används vanligen för förorenade vatten. Metoden kan betraktas som ett approximativ. Hur väl analysresultaten överensstämmer med det teoretiska värdet beror på hur fullständig oxidationen är. För t ex kommunala avloppsvatten är COD_{Cr} -värdet ett gott närmevärde. Analysen är känslig för vissa störningar främst från klorid. Störning från klorid kan minskas, men inte helt elimineras, genom tillsatts av kvicksilversulfat. Reducerande oorganiska ämnen som nitrit, sulfid och järn (II) ger högre värden. Det är i allmänhet accepterat att innefatta syreförbrukningen av sådana ämnen i provets totala COD-värde. Aromatiska kolväten och pyridin oxideras endast obetydligt. Lättflyktiga komponenter kan försvinna ur reaktionsblandningen genom avdunstning. Kemisk syreförbrukning kan också bestämmas som COD_{Mn}, och avser då den kemiska syreförbrukningen som erhållits vid oxidation med permanganat. COD_{Mn} används vanligen för recipient- och renvatten. Permanganat är ett betydligt svagare oxidationsmedel än dikromat och vissa organiska föreningar oxideras ofullständigt eller inte alls.

TOC (totalt organiskt kol)

TOC, totalt organiskt kol, är ett mått på mängden kol i löst och olöst organisk substans som finns i vatten och i sediment. Parametern ger ingen upplysning om arten av de organiska substanserna. TOC bestäms genom att totala halten av organiskt kol oxideras till koldioxid, vilket detekteras. Utöver organiskt kol kan vattenprovet innehålla koldioxid och kolsyrans joner. Det är nödvändigt att avlägsna detta oorganiska kol före TOC-bestämningen genom avdrivning med en inert gas. Flyktiga organiska föreningar, såsom bensen, toluen och kloroform, kan delvis förflyktigas vid avdrivningen med inert gas. Vid närvaro av dessa föreningar bestäms TOC-halten separat eller med differensmetoden (TC (totalt kol)-TIC (totalt oorganiskt kol) = TOC). Cyanid, cyanat och partiklar av

elementärt kol (sot) som finns i provet kommer att bestämmas som organiskt kol. I vissa fall kan det vara nödvändigt att avskilja större partiklar för att förhindra att instrument sätts igen. Detta måste i så fall anges. Höga halter av organiskt kol kan under vissa förhållanden begränsa effekten av toxiska substanser (Naturvårdsverket 1999a).

DOC (löst organiskt kol)

DOC betecknar löst (dissolved) organiskt kol. Parametern utgör summan av allt organiskt bundet kol som finns i ett vattenprov som har filtrerats genom ett membranfilter med porvidden 0,45 µm. Filtreringen ska ske snarast möjligt efter provtagningen och före eventuell surgörning och frysning. Cyanat och tiocyanat kommer också att ingå.

POC (flyktigt organiskt kol)

POC betecknar flyktigt (purgeable) organiskt kol. Det bestäms på samma sätt som TOC men dessutom utförs en avdrivning med inert gas utan föregående surgörning varvid POC avgår. $POC = TC - TIC - TOC$

Klorid (Cl^-)

Klorid bestäms med titrering eller annan likvärd metod t ex jonkromatografi. Kloridjonhalten visar hur salt ett vatten är. Analysen kan också användas för att spåra förorenat vatten. Vid kloridhalter större än 1000 mg/l kan störningar uppstå vid analys av bland annat TOC och AOX.

Fluorid (F^-)

Fluorid bestäms med jonselektiv elektrod.

Karbonat (HCO_3^-)

Karbonat bestäms ofta genom titrering med saltsyra till pH 5,4. Metoden är utvecklad för naturliga vatten och dess lämplighet för t ex lakvatten har inte utvärderats.

Alkalinitet

Alkalinitet är ett mått på vattnets förmåga att motstå försurning, dvs vattnets buffertförmåga. Alkalinitet bestäms genom titrering med HCl till pH 5,4 och anges i enheten mekv/l (ekv är en förkortning av ekvivalenter). För naturliga vatten görs ofta antagandet att alkaliniteten direkt kan omräknas till koncentrationen av vätekarbonatjoner (HCO_3^-) som anges i mg/l.

Ammonium/ammoniak (NH_4^+/NH_3)

Ammonium/ammoniak används i Sverige mest i gödselmedel. Ammonium/ammoniak bidrar till eutrofiering i terrestra och akvatiska system. Ammoniak är dessutom mycket toxisk, akut och subakut, för många akvatiska organismer, och orsakar skador på vegetation (Kemikalieinspektionen 1995c). Proportionerna ammonium och ammoniak styrs

bland annat av temperatur, pH, jonstyrka, ammoniakavgång och omvandlingar. För att på ett enkelt sätt kunna göra en grov uppskattning av ammoniakhalten i ett vatten, kan antagandet göras att 1 % av ammoniumhalten vid pH 7,5 och temperaturen 18°C föreligger som ammoniak (USEPA, 1985). I ett fungerande ekosystem kan ammonium omvandlas av bakterier till nitrit, sedan nitrat och till sist till kvävgas som avgår till atmosfären.

Tabell Bilaga 2.1 Akut toxicitet för akvatiska organismer (Kemikalieinspektionen 1995a). Kraftiga skillnader i toxicitetsvärde för samma art kan bero på olika försöksbetingelser, till exempel pH, vattnets hårdhet och temperatur.

Organism	Typ av test	NH ₃ mg/l
Sötvatten		
Alger	LC50	0,68-38
Ryggradslösa djur	EC50/LC50	0,5-23
Kräftdjur (<i>Daphnia magna</i>)	EC50/LC50	0,5-5
Sötvattensfisk	EC50/LC50	0,083-4,6
Regnbåge	LC50	0,16-1,1
Saltvatten		
Ryggradslösa djur	EC50/LC50	0,8-37
Fisk	EC50/LC50	0,69-2,4

Tabell Bilaga 2.2 Subakut toxicitet för akvatiska organismer (Kemikalieinspektionen 1995a). Kraftiga skillnader i toxicitetsvärde för samma art kan bero på olika försöksbetingelser, till exempel pH, vattnets hårdhet och temperatur.

Organism	Typ av test	NH ₃ mg/l
Kräftdjur (<i>Daphnia magna</i>)	Livscykeltest	0,3-0,53
Kräftdjur (<i>Ceriodaphnia acanthia</i>)	Livscykeltest	0,3-0,53
Sötvattensfisk	Livscykeltest och ägg/yngel	0,0017-0,61

Tabell Bilaga 2.3 Toxicitetsdata för grönalger med avseende på ammonium (Cheung et al. 1993).

Parameter	<i>Chlorella sp</i>	<i>Scenedesmus sp</i>
Ammoniumkväve (mg/l)	356	150

Total-kväve och total-fosfor

Total-kväve och total-fosfor bestäms kolorimetrisk efter uppslutning med peroxodisulfat. Kväve och fosfor är närsalter som växter och djur *behöver* för sin tillväxt. I ett ekosystem i balans är tillskott av närsalter nödvändigt för den biologiska produktionen. Vid

utsläpp av närsalter till en recipient är det vanligtvis inte akuttoxiska effekter som är de stora problemen, även om höga halter av ammoniak kan orsaka exempelvis fiskdöd. Om stora mängder närsalter tillförs en sjö, kan den eutrofieras (övergödas), vilket resulterar i riklig produktion av alger, sk algblomning, och av övriga organismer i ekosystemet. När den stora algbiomassan sedan ska brytas ner krävs stora mängder syre vilket kan leda till syrebrist i recipienten.

Metaller och andra grundämnen

Referens har ofta varit Sternbeck och Östlund (1999).

Aluminium (Al)

Halten av aluminium i grundvatten är direkt pH relaterad och överstiger sällan 100 µg/l vid pH > 5,5. Biotillgängligheten av aluminium påverkas av en mängd olika faktorer, metallen är t ex toxisk för fisk i sura, humusfattiga sjöar i koncentrationer över 100 µg/l. Livsmedelsverkets riktvärden för dricksvatten är ej tillämpliga för hälsoriskbedömningar.

Antimon (Sb)

Antimon är klassificerad som miljöfarlig i flera länder. Metylerade antimonföreningar anses mycket toxiska. Metylerade antimonföreningar kan utgöra en ansenlig del av totalt antimon i naturliga vatten. I syrefria vatten förekommer Sb(III) som är mer toxisk än Sb(V).

Arsenik (As)

Arsenik är ett starkt gift med bevisat cancerogena effekter och med måttlig akut toxicitet. As(III) är mer toxisk än As(V). Arsenik har flera förekomstformer: arsenit (H_2AsO_3 , $HAsO_2$), arsenat (H_2AsO_4 , $HAsO_4$), arsenikpentoxid (As_2O_5) och arsenikoxid (As_2O_3). Den sistnämnda är den som vanligen produceras i samhället. Andelen arsenit i ett vatten ökar om mängden syre minskar. I lakvatten förekommer cirka 80 % som arsenat, 10 % som arsenit och resten som metylerade former (Kemikalieinspektionen, 1989). Arsenat är akut toxiskt för blåstång vid 5-8 µg/l (LC_{50}), den lägsta koncentrationen av arsenat där toxiska effekter har observerats (störning på fotosyntesen) för påväxtalger i sjöar är 0,2-1,8 µg/l. Motsvarande värde för växtplankton i sjöar är 0,7-8 µg/l. Arsenit är betydligt mindre toxiskt för växtplankton, EC_{50} är 1,7-4,0 mg/l (Kemikalieinspektionen, 1989). Om det mesta arseniken som är analyserad i denna undersökning föreligger som arsenat, kan de koncentrationer som uppmäts innebära en risk för alger i både sjöar och bräckt vatten (Öman et al. 2000). Arseniks toxicitet för fisk är 1,1 mg/l för arsenit (LC_{50} , 96 h) och 100 mg/l (LC_{50} , 48 h) för arsenat. Testet med arsenit gjordes på gäddyngel (*Exos* sp) och testen med arsenat på *Lepomis* (solfisk). Kronisk toxicitet för arsenat har undersökts på reproduktion hos märkräftan *Pontoporeia*, den lägsta koncentration som gav observerbara effekter (LOEC) var 20 µg As/l (Kemikalieinspektionen

1989). Arsenik är enligt Kemikalieinspektionen (Kemikalieinspektionen 1989) toxiskt för akvatiskt liv och varmblodiga djur.

Barium (Ba)

Barium är toxisk för lägre organismer (bakterier, svampar, alger) men har troligen ingen effekt på marina djur t ex fisk. Förekommer som Ba(II) i vattenlösningar och bildar det svårslösliga saltet BaSO₄ vid höga sulfatkoncentrationer.

Beryllium (Be)

Beryllium är cancerogen och ackumuleras i akvatiska växter.

Bly (Pb)

Akut förgiftning medför järnbrist hos människa. Måttlig exponering av gravida kvinnor kan skada fostret. Bly har flera förekomstformer och de organiska formerna, till exempel tetrametylbly och tetraetylbly bedöms som hälsofarliga och mycket giftiga, blykromat bedöms som giftigt och övriga oorganiska blyföreningar bedöms som hälsoskadliga (Kemikalieinspektionen, 1989). Akuttoxicitetsdata för organiskt bly för alger (EC₅₀) är cirka 150 µg/l. Kräftdjur har LC₅₀ värden för oorganiskt bly på 450 µg/l och organiskt bly på 20-110 µg/l. Motsvarande värden för fisk är 1470 µg/l respektive 200 µg/l. Subakuta tester för lax ger toxicitetsdata på 40 till 80 µg/l (oorganiskt bly) (Kemikalieinspektionen, 1989). Bly förekommer i vattenmiljö i huvudsak komplexbundet eller adsorberat till partikulärt material och sediment. Blys biotillgänglighet och därmed även toxicitet beror bland annat på vattnets hårdhet och salthalt. Humusliknande föreningar komplexbinder och remobiliserar metaller, speciellt bly bildar stabila komplex. Studier har visat att koncentrationen av bly i lakvatten kan öka från den sura fasen till den metanbildande fasen (Öman 1991). Bly används idag framför allt i bensin, färg och batterier (Stockholm Vatten 1990-91). Bly används också som legeringsämne i stål, och möjligen kan man se förhöjda halter från viss metallbearbetande industri.

Gallium (Ga)

Kunskaper om galliums ekotoxikologiska egenskaper är mycket begränsade. Det finns antydningar om biokemisk reaktivitet. Den bildar svårslöslig hydroxid vid neutrala och högre pH-värden.

Germanium (Ge)

Kunskaper om germaniums ekotoxikologiska egenskaper är mycket begränsade. Germanium kan vara biokemiskt reaktivt. Den kan bioackumuleras.

Indium (In)

Kunskaper om indiums ekotoxikologiska egenskaper är mycket begränsade. Eventuellt är indium mycket toxisk. Höga halter påverkar Microtox. Koncentration i haven varierar mellan 0,005-0,1 ng/l. Den föreligger troligen främst som partiklar.

Järn (Fe)

Förekomsten av järn i vatten beror mer på tillgången av syre än på pH- värdet. Under syrerika förhållanden befinner sig merparten av järnet i oxiderad form som trevärt järn Fe^{3+} . I denna form är metallen till stor del bunden i svårslöslig järnhydroxid ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) eller till humusämnen. Om syrehalten är låg reduceras metallen till tvåvärt järn Fe^{2+} . I denna form uppträder järnet i stor utsträckning som lättlösliga joner. Järn är den tungmetall som förekommer rikligast i grundvattnet och i marken. Järn är en essentiell metall som bl.a. ingår i blodets hemoglobin.

Kadmium (Cd)

Kadmium är toxisk i låga halter. Kadmium har visats vara toxiskt för alger (bland annat *Selenastrum*) vid 50 $\mu\text{g/l}$ (LC_{50} -värde), men redan vid 1 $\mu\text{g/l}$ märks en tillväxthämning hos dinoflagellater. För *Daphnia* har ett LC_{50} -värde (48 h) uppmätts på 65 $\mu\text{g/l}$. Den kadmiumkoncentration som ger akuta toxiska effekter på lax (LC_{50}) är 5 $\mu\text{g/l}$. I tester där subakuta/kroniska effekter studerats, till exempel reproduktionsstörningar och enzymstörningar, visas att *Daphnia* och lax får effekter vid 0,1 till 1 $\mu\text{g/l}$. Kemikalieinspektionen har bedömt kadmium som miljöfarligt på grund av att kadmium är bioackumulerbart och toxiskt för akvatiskt liv och för varmblodiga djur (Kemikalieinspektionen, 1989). Användningen av kadmium är i stort sätt förbjuden idag på grund av metallens giftighet (Stockholm Vatten 1990-91). I viss mängd förekommer den dock i film, varför kadmiumutsläpp från grafisk och fotografisk verksamhet kan förekomma. Avloppsvatten från bilvårdsanläggningar kan också innehålla kadmium. Källan till kadmium i hushållspillvatten är främst födan/avföringen, men även urlakning vid disk av kadmiuminnehållande plastföremål.

Koppar (Cu)

Livsmedelsverkets hälsorelaterade gränsvärde för koppar är 2 g/l. Medianvärdet i vattenledningskranar är 1,3 g/l vilket förmodas bero på korrosion av kopparledningar.

Koppar påverkar alg-tillväxten redan vid en koncentration av 2 $\mu\text{g/l}$. Den kopparkoncentration som dödar 50 % av vattenlopporna (*Daphnia*) i laboratorieexperiment (LC_{50} -värde) är cirka 10 $\mu\text{g/l}$. LC_{50} -värdet för laxfiskar är 20-70 $\mu\text{g/l}$. Studier, där man har undersökt koppars effekt i långtidstester, har resulterat i NOEC värden på 10 - 100 $\mu\text{g/l}$ (Kemikalieinspektionen, 1989). Effekter som studeras i långtidsstudier är till exempel tillväxthämning, reproduktionsskador och störningar i immunförsvaret. Koppar är enligt Kemikalieinspektionen (Kemikalieinspektionen 1989) bedömt som bioackumulerbart i växter, toxiskt för akvatiskt liv och varmblodiga djur. Koppars förekomstform avgör

toxiciteten och förekomstformen bestäms bland annat av vattnets hårdhet eller salthalt. Koppar förekommer i varmvattenberedare och som ledningsmaterial i många hus, men även som taktäckningsmaterial. Industriellt är det främst kretskorttillverkning och viss ytbehandling samt som legeringsämne som koppar förekommer (Stockholm Vatten 1990-91).

Krom (Cr)

De vanligaste förekomstformerna är trevärt krom (Cr III) och sexvärt krom (Cr VI). Vilken av dessa förekomstformer som är vanligast i ett avfallsupplag beror bland annat på syrehalten. Hög syrehalt gynnar uppkomsten av Cr(VI) som är mer lösligt än Cr(III). Oxidation av Cr(III) till Cr(VI) sker ofta mycket långsamt. En annan faktor som påverkar vilken förekomstform krom förekommer i är pH. Om Cr(III) förekommer som kromhydroxid har den en mycket låg löslighet vid $\text{pH} > 6$. Vid närvaro av järn minskar lösligheten ytterligare på grund av medfällning med Fe(III)hydroxid. Cr(VI) har mycket högre löslighet än Cr(III) i hela pH området. Reduktion av Cr(VI) till Cr(III) sker vid låg redoxpotential. Reduktionen går snabbt vid låga pH men betydligt långsammare vid neutrala och höga pH. Vilka koncentrationer av krom som är toxiska beror mycket på vilken förekomstform krom föreligger i. Cr(III) är akut toxiskt vid halter från 0,4 mg/l (gröналg) till 67 mg/l (fisk) (Kemikalieinspektionen, 1995). Cr(VI) däremot är betydligt giftigare, kräftdjur påverkas redan vid 20 $\mu\text{g/l}$ (LC_{50} , letal koncentration, dvs den koncentration då 50 % av testorganismerna dör) och den högsta koncentration då inga effekter observeras (NOEC) på kräftdjur och alger är 2,5-20 $\mu\text{g/l}$. Effekter av Cr(VI) på reproduktion och beteende på marina ryggradslösa djur har observerats vid koncentrationer som ligger på naturlig bakgrunds nivå av totalt krom (0,3 $\mu\text{g/l}$). Kroms toxicitet minskas vid närvaro av höga koncentrationer av katjoner till exempel kalcium och magnesium, samt även genom att bilda icke-tillgängliga hydroxidkomplex (Kemikalieinspektionen, 1995). Krom är enligt Kemikalieinspektionen (Kemikalieinspektionen, 1989) bedömt som bioackumulerbart, toxiskt för akvatiskt liv och varmblodiga djur. Dessutom är Cr(VI) bedömt som cancerframkallande. Krom används på grund av sitt goda korrosionsskydd inom en rad former av ytbehandling (Stockholm Vatten 1990-91). Det används även som legeringsämne i rostfritt stål.

Kvicksilver (Hg)

Kvicksilver förekommer naturligt i mycket låga halter. Medianvärdet i grundvatten är 0,001 $\mu\text{g/l}$ och 90e percentilen strax under 0,01 $\mu\text{g/l}$. Det hälsorelaterade gränsvärdet är 1 $\mu\text{g/l}$. Kvicksilver bioackumuleras i näringspyramiden. Utifrån genomförda toxicitetstester verkar det inte vara någon större skillnad i känslighet hos alger, kräftdjur, groddjur eller fisk. Däremot är unga stadier känsligare än äldre. NOTEL (No-observed-toxic effect-level) för oorganiskt kvicksilver har angivits till 1-50 $\mu\text{g/l}$ (OECD 1994). Några exempel på lägsta effektnivåer vid exponering via vattnet är: alg 1 $\mu\text{g/l}$, kräftdjur (*Daphnia*) och fisk 3 $\mu\text{g/l}$. De tester som ligger till grund för dessa data är troligen utförda i statistiska experimentuppsättningar med nominella haltberäkningar. I genom-

flödessystem kan 10 ggr lägre halter vara toxiska (0,3 µg/l för fisk) (OECD, 1994). Organiskt kvicksilver uppvisar toxicitet vid 10-100 ggr lägre halter än oorganiskt kvicksilver. Exempel är för *Daphnia* < 0,04 µg/l och fisk < 0,01 µg/l. NOTEL för de mest känsliga parametrarna har av OECD angivits ligga väl under 0,01 µg/l (OECD, 1994). Kemikalieinspektionen (1989) har bedömt kvicksilver som miljöfarligt på grund av bildningen av metylkvicksilver, för att kvicksilver är bioackumulerbart och biomagnifierbart samt toxiskt för akvatiskt liv och för varmblodiga djur. Vid bedömning om kvicksilvers hälso- och miljöfarlighet, ska hänsyn tas till om kvicksilver förekommer som organiskt eller oorganiskt kvicksilver. Om de i lakvattnen uppmätta kvicksilverhalterna föreligger som organiskt kvicksilver kan till exempel alger, kräftdjur och fisk påverkas negativt. Dessutom kan oorganiskt kvicksilver omvandlas till organiskt kvicksilver i recipienten och tas upp av organismer. Kviksilver används i termometrar och batterier. Som tandfyllningsmedel ingår det till ca 50% i amalgam. Kviksilver använd även vid vissa kemiska analyser och i kvicksilverströmbrytare. Förbränning av fossila bränslen samt avfallsförbränning och krematorier ger upphov till kvicksilverutsläpp till luft. Stora ansträngningar görs idag för att minska användningen av kvicksilver. Industriella utsläpp av kvicksilver kan orsakas av att kemikalier med kvicksilver som förorening används i någon process. Utsläpp från hushållen orsakas huvudsakligen av amalgamfyllning, medan en mindre del härrör från födan (Stockholm Vatten 1990-91).

Litium (Li)

Litium har inte identifierats som högrisk metall men har dock vissa kända negativa effekter. Förekommer endast som Li(I) i naturen. Litium associeras mycket lite till partiklar och kan därför spridas över stora områden i akvatisk miljö.

Nickel (Ni)

I laborietester har nickel uppvisat hög till mycket hög akut toxicitet för några akvatiska organismer framför allt för alger med ett NOEC-värde för blåstång på 600 µg/l (NOEC är den högsta koncentration där ingen effekt har observerats) och kräftdjur (*Daphnia*) med LOEC-värde (lägsta koncentration med observerad effekt) på 40 µg/l (Kemikalieinspektionen, 1995). I subakuta tester där ägg/yngel av lax har studerats blev NOEC-värdet 35 µg/l. Dessa experiment är gjorda i laboriemiljö, i naturen styrs nickels biotillgänglighet och därmed även toxicitet av en mängd faktorer (Kemikalieinspektionen, 1995). Nickelhalterna i Kanadas riktlinjer för vattenkvalitet varierar från 25 µg/l till 150 µg/l, beroende på vattnets hårdhet (mätt som kalciumkarbonat). Transport, öde i miljön och biotillgänglighet hos nickel beror av pH, redoxpotential, jonstyrka, organisk halt, mängd och typ av nickel. Allt detta är platsspecifikt, vilket gör det omöjligt att förutsäga nickels beteende i miljön generellt. Nickel används inom ytbehandling och som legeringsämne i stål.

Palladium (Pd)

Palladium förefaller inte vara lika toxisk som platina. Ett antal effekter har dock påvisats, det kan till exempel blockera enzymer och påverka nerver.

Platina (Pt)

Platina klassificeras som "very toxic to aquatic organisms" enligt EU och PtCl₄ är klassificerad som "extremely hazardous substance" i USA. Såväl Pt(s) som lösliga Pt-salter och organiska Pt-föreningar har toxiska effekter.

Selen (Se)

Selen är ett essentiellt ämne som dock får toxiska effekter vid förhöjda koncentrationer. Selen bioackumuleras och biomagnifieras i näringskedjan, organiskt selen biomagnifieras betydligt starkare än oorganiskt selen. I söt- och havsvatten förekommer selen ofta i halten 0,1 µg/l. Det förekommer till största delen i löst form och endast till mindre del partikelbundet.

Silver (Ag)

I naturliga vatten är koncentrationerna av löst silver låga och silver är starkt partikelbundet. Olika förekomstformer skiljer sej mycket åtminstone avseende akuttoxiska effekter. För fisk är den fria jonen Ag⁺ mångfaldigt mer akuttoxisk än diverse silverkomplex. Därför är toxiciteten av silver för fisk högre i sötvatten än i marina vatten. Silverutsläpp sker framför allt från grafisk industri och fotolaboratorier (Stockholm Vatten 1990-91).

Svavel (S)

Svavel är ett essentiellt ämne, som ingår i uppbyggnaden av proteiner, bl a keratin i hår och naglar. Välkända ekotoxikologiska effekter av svavelföreningar är försurning. Elementärt oktamert cykliskt svavel (S₈) har visat sig störa Microtox-test i mycket låga koncentrationer (EC₅₀ (15 min) 15-35 µg/l (Svensson 1988). S₈ monomerer verkar kunna frigöras vid behandling av prover innehållande svavel med lösningsmedel eller med friskt vatten. Samtidigt verkar S₈ monomerer vara instabila och aggregera relativt snabbt (1h) till mindre toxiska former (muntlig information A. Svensson, IVL). Därmed kan hantering av provet före analys ha betydelse för påverkan av S₈ på Microtox-resultaten. I föreliggande studie förelåg inga samband mellan Microtox-resultaten och koncentrationen av total mängd svavel (Öman et al. 2000). Studier har indikerat att S₈ också kan vara toxisk även mot andra organismer.

Tantal (Ta)

För tantal saknas ekotoxikologiska studier. Naturliga vatten har låga halter tantal, ng/l nivåer.

Tallium (Tl)

Tallium anses vara en av de giftigaste metallerna. Den letala dosen för en vuxen människa är 0,5-1 g. I naturen förekommer tallium framförallt som Tl(I), vars toxiska effekt bl a beror på att den substituerar för K^+ i biokemiska reaktioner. Toxiciteten är jämförbar med bly, dvs tallium och bly kan anses vara de mest toxiska metallerna.

Tallium förekommer ganska sparsamt i både växter och djur. Djurvävnad innehåller i medeltal 0,4 mg/kg. Det är en humantoxisk metall som absorberas snabbt och i det närmaste fullständigt genom huden, munhålets slemhinna och i mag-tarmkanalen. Metallen ackumuleras framför allt i skelett och njurar.

Titan (Ti)

Titan är ett av huvudelementen i jordskorpan med en genomsnittlig halt omkring 0,4 vikt-%. Titan förekommer endast i låga koncentrationer i naturliga vatten.

Tellur (Te)

Tellur är mutagen och påverkar reproduktionen. Det kan ackumuleras i vissa organ. I havsvatten har totalhalter kring 0,6 ng/l uppmätts och i grundvatten 15 ng/l.

Vanadin (V)

Vanadin ackumuleras i vissa marina organismer. Det är toxisk för bakterier och högre organismer.

Vismut (Bi)

Negativa effekter av vismut på människor, djur eller växter kan sannolikt inte uppstå under nuvarande exponeringsförhållanden.

Zink (Zn)

Zink är för de flesta organismer essentiell metall. För akvatiska organismer kan den dock vara toxisk. I avfallsupplag som innehåller organiskt material pågår processer som med tiden förändrar avfallet, lakvattnet och deponigasen. Det låga pH-värdet under den sura anaeroba omvandlingsfasen medför att metallers löslighet ökar. Förhöjda halter av järn, mangan och zink har uppmätts i lakvatten under den sura anaeroba fasen (Öman 1991). Zink bioackumuleras i organismer, men bedöms inte som biomagnifierbar. I laboratoriestudier uppvisar zink hög till mycket hög toxicitet för akvatiska organismer. I miljön däremot, påverkar en mängd faktorer biotillgängligheten och toxiciteten för zink. Zink är en essentiell metall för alger, optimal zinkkoncentration för alger ligger mellan 0,001-0,01 $\mu\text{g/l}$. Toxiska effekter på grönalgen *Raphidocelis subcapitata* (tidigare *Sele-nastrum capricornotum*) uppträder redan vid 30 $\mu\text{g/l}$ (LOEC) som hämmad tillväxt (Kemikalieinspektionen 1995). Akuta effekter på kräftdjur (*Daphnia magna*) uppträder vid cirka 500 $\mu\text{g/l}$ (LC_{50}) och subakuta vid 47-136 $\mu\text{g/l}$ (angivet som MATC) variationen beror på vattnets hårdhet (Kemikalieinspektionen 1995). Studier på fisk, till exem-

pel regnbåge, ger ett akuttoxicitetsvärde (LC_{50}) på 97-700 $\mu\text{g/l}$ och subakuta effekter uppträder vid cirka 300 $\mu\text{g/l}$ (MATC) (Kemikalieinspektionen 1995). Zink har dessutom misstänkts kunna orsaka genotoxiska effekter och zinkkromater har troligtvis cancerogena effekter.

Metallorganiska föreningar

Tennorganiska föreningar

Tributyltenn (TBT) har använts som aktiv substans i båtbottnfärger, för att förhindra påväxt. Tributyltenn har även använts som fungicid i andra sammanhang. Påvisade ekotoxikologiska effekter av tributyltenn är skaldeformationer och sterilitet hos ostron samt reproduktionsskador och sterilitet hos purpurnäckor vid låga halter (5 ng TBT/l). (Axelsson *et al*, 1989). Honor av purpurnäcka och närstående arter har utvecklat inte bara honliga utan även hanliga könskarakterer.

Metylkvicksilver (CH_3Hg^+)

Behandlas under "kvicksilver".

Blyorganiska föreningar

Behandlas under "bly".

Organiska föreningar och summaparametrar

EGOM (extraherbart gaskromatograferbart organiskt material)

EGOM är en analys av den totala mängden organiskt material som går att extrahera med ett organiskt lösningsmedel. Resultaten från EGOM analysen beror på vilket organiskt lösningsmedel som används. I föreliggande studie har cyklohexan använts för extraktion av vattenprover och aceton för extraktion av lakvattensediment. EGOM används ofta som ett mått på bioackumulerbarhet, detta förutsätter dock att extraktionsmedelet som har använts var tillräckligt hydrofobt (t ex cyklohexan). Efter extraktionen görs bestämningen med gaskromatograf och flamjonisationsdetektor (GC-FID).

EOX (extraherbar organisk halogen)

EOX, är ett mått på mängden extraherbara organiska halogenerade ämnen eller ämnesgrupper (den mängd av grundämnena klor, brom och jod som i ett vattenprov är bunden i löst eller suspenderad organisk substans och som bestäms efter extraktion). EOX rekommenderas för lakvatten före AOX (adsorberbara organiska halogenerade ämnen eller ämnesgrupper) eftersom AOX störs av höga salthalter vilket ofta förekommer i lakvatten. Vidare kan EOX sägas vara den fettlösliga delen av AOX-innehållet, och

därmed den del som kan befaras vålla störst störning genom bioackumulering (Stockholm Vatten 1990-91).

AOX (adsorberbar organisk halogen)

AOX, är ett mått på mängden adsorberbara organiska halogenerade ämnen eller ämnesgrupper (den mängd av grundämnena klor, brom och jod som i ett vattenprov är bunden i löst eller suspenderad organisk substans och som bestäms efter adsorption). Det finns två bestämningsförfaranden, skakmetoden där adsorptionen sker på aktivt kol i suspension och kolonnmetoden där adsorptionen sker på aktivt kol i en kolonn. Skakmetoden är att föredra för prov innehållande suspenderade ämnen. Kolonnmetoden bör användas för prov med hög halt flyktiga organiska klorföreningar. För vissa flyktiga och lågmolekylära polära föreningar, t ex metylenklorid, kloroform, CFC113, vinylklorid och monoklorättiksyra är utbytet ofullständigt. Bestämningens optimala område är från 25 µg/l till 250 µg/l och den undre bestämningsgränsen är ungefär 10 µg/l.

Totalt extraherbara alifatiska kolväten

Totalt extraherbara alifatiska kolväten kan bestämmas IR-spektrofotometriskt. Lägsta bestämbara halt är då 0,2 mg/l. De extraherbara ämnena kan sedan indelas i två grupper, opolära ämnen som inte adsorberas på en aluminiumoxidkolonn och mindre polära ämnen som adsorberas på en aluminiumoxidkolonn. OBS att alla ämnen som extraheras med triklortrifluoretan är opolära. De föreningar som adsorberas på aluminiumoxidkolonn är något mindre opolära.

Totalt extraherbara aromatiska kolväten

Totalt extraherbara aromatiska kolväten kan bestämmas IR-spektrofotometriskt. Lägsta bestämbara halt är då 0,2 mg/l. Totalt extraherbara aromatiska kolväten definieras då som den totala halten av de aromatiska organiska ämnen innehållande CH-(kol och väte) grupper, som kan extraheras ur vatten med triklortrifluoretan och bestämmas med IR-spektrofotometri vid vissa våglängder. Totalt extraherbara kolväten ger inte fullständig information och redovisas inte i normalfallet.

Flyktiga klorerade kolväten

I gruppen som analyseras ingår endast lågmolekylära kolväten med ett till tre kol. Därmed är föreningarna flyktiga, en egenskap som orsakar en okontrollerad spridning till atmosfären. Föreningarnas flyktighet medför också att de kan vara svåra att detektera i lakvatten då de kan förflyktigas under lakvattens transport till provtagningspunkten, under provtagning och provhantering. Halogenerade kolväten används som lösningsmedel och avfettningsmedel, vid tillverkning av freoner och som utgångsämnen vid framställning av en mängd organiska ämnen (Stockholm Vatten 1990-91).

Monocykliska kolväten

De monocykliska kolväten som ingår i programmet är bensen, etylbensen, toluen (metylbensen) och xylener (dimetylbensener). Ett vanligt samlingsnamn för dessa är BTEX. Dessutom ingår styren. Bensen är direkt hälsofarlig att inandas, carcinogen mot människor och mycket toxisk mot vissa akvatiska organismer (Kemikalieinspektionen 1995c). Bensen ingår i Sverige främst i bränsle främst såsom bensin. Bensen och toluen används som lösningsmedel inom industrin. Bensen och substituerade bensener används också som extraktionsmedel och vid syntes av organiska ämnen. I miljön förekommer styren främst i atmosfären där den snabbt bryts ned. Styren verkar vara lättnedbrytbar och bioackumuleringen är låg. Styren är låg eller medel-toxisk för akvatiska mikroorganismer och ryggradslösa djur och medel till hög-toxisk för fisk. För människor är styren gentoxisk och möjligen cancerogen. Styren används inom plastindustrin för polymerisering till polystyren och styren-copolymerer.

Polycykliska kolväten, PAH

Polycykliska kolväten (PAH) är lipofila (dåligt vattenlösliga) vilket medför att de kan lagras i organismer. Vissa är carcinogena till exempel bens(a)pyren och dibens(a,h)-antracen. PAH ingår i tjära och asfalt, bilavgaser och tobaksrök. PAH bildas vid koks och träkolstillverkning, vid förbränning av industriavfall och vid vissa elektrolytiska processer.

Fenol, alkylfenoler och alkylfenoletoxylater

Fenoler förekommer som färgämnen i vissa blommor och i ligninstrukturer i trä (Stockholm Vatten 1990-91). Fenol används som desinfektionsmedel och vid tillverkning av olika fenolderivat. Kresoler utgör summan av o-, m-, och p-metylfenol. Alkylfenoler är östrogena ämnen som i vatten kan påverka fisk.

Toxicitet och bioackumulering av nonylfenoler har påvisats hos fisk och musslor.

Genom att nonylfenols kemiska uppbyggnad har likheter med könshormoner, kan de även störa könsfunktionerna hos levande organismer (Naturvårdsverket 1998). Alkylfenoletoxylater är östrogena ämnen som i vatten kan påverka fisk. Nonylfenol bildas när nonjontensiden nonylfenoletoxylat, NFE eller NPEO, bryts ned. Antalet etoxylatenheter kan variera från 1 till 50 eller fler. Vanligast är NFE med ca 10 etoxylatenheter vilka är vattenlösliga. De lågetoxylaterade med mindre än 5 etoxylatenheter är fettlösliga. Nonylfenoler och alkylfenoletoxylater ingår vid tillverkningen av många tvätt-, rengörings- och avfettningsmedel för industriellt bruk. Nonylfenoletoxylater används även som emulgeringsmedel (Stockholm Vatten 1990-91).

Ftalater

Ftalater används som mjukgörare i PVC-plast och vätmedel och appliceringsmedel i tryckfärger. De kan ingå i polish, färger, lacker, klister och parfymer, samt både som aktiv beståndsdel och drivgas i insektsmedel på sprayburk (Stockholm Vatten 1990-91).

Bland de mest använda ftalaterna kan nämnas di-2-etylhexylftalat (DEHP) och dibutylftalat. DEHP är svårnedbrytbart och fettlösligt.

Klorbensener

Klorbensener har en eller flera klor på bensenringen. Vattenlösligheten minskar med antalet kloratomer. Klorbensener används i bekämpningsmedel och vid tillverkning av fluorkarboner (värmeöverföringsmedium), färger och som lösningsmedel. Användningen av para-diklorbensenen (t ex i malmedel och luftdeodoranter) är numera förbjuden (Stockholm Vatten 1990-91).

Klorfenoler

Klorfenoler har en eller flera klor på den aromatiska ringen av fenol. Vattenlösligheten minskar med antalet kloratomer. Klorfenoler kan passera vattenreningsverk och ge smak och lukt åt dricksvatten i så låga koncentrationer som 1 µg/l. Pentaklorfenol och andra polyklorerade fenoler är cellgifter. Klorfenoler används vid färg och läkemedelsframställning, och vid tillverkning av bekämpnings-, träskydds-, och konserveringsmedel (Stockholm Vatten 1990-91).

Bekämpningsmedel (pesticider)

Bekämpningsmedel är av människan producerade organiska föreningar vars syfte är att genom giftverkan kontrollera eller eliminera oönskade organismer. Den största användningen av bekämpningsmedel sker inom skogsindustrin (Naturvårdsverket 1999c). Övrig användning av bekämpningsmedel sker främst inom jordbruket där ogräsmedlen dominerar, följt av medel mot svamp, insekter och kvalster. Stora mängder används också i privata trädgårdar. Skogsbruket står för en tämligen liten del av bekämpningsmedelsanvändningen. Jordbrukets bekämpningsmedel är ofta baserade på organiska föreningar med begränsad löslighet i vatten. En rad nationella och internationella undersökningar har visat på förekomst av bekämpningsmedelsrester i sjöar, vattendrag, grundvatten och regnvatten. Däribland herbicider vilka har varit avregistrerade sedan tio år. Vid undersökningar av svenska åar och sjöar uppmättes halter av bekämpningsmedel i vatten överstigande de koncentrationer som kan orsaka ekotoxikologiska effekter (Naturvårdsverket 1999e). De vanligast förekommande bekämpningsmedlen var bentazon (3 µg/l), diklorprop (0,4 µg/l), MCPA (0,4 µg/l) och MCPP (Mecoprop) (0,3 µg/l). Halterna av DDT (0,002 mg/kg TS) och DDT-metaboliter, DDD (0,006 mg/kg TS) och DDE (0,015 mg/kg TS) i sediment placerar många undersökta lokaler i tillståndsklass 4 enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Nedbrytningsprodukter av DDT är östrogena och kan påverka fisk. Bekämpningsmedelsrester påträffas regelbundet i vatten från jordbrukspåverkade områden. Av de bekämpningsmedel som används inom jordbruket finns analysmetodik i Sverige för cirka hälften. Fenoxisyror används som bekämpningsmedel inom jordbruket och skogsbruket. Gruppen utgörs av substituerade fettsyror som är lösliga i vatten i form av salter. Exempel på föreningar som ingår i gruppen är 2,4-D (2,4-diklorfenoxiättiksyra), MCPA (4-klor-2-metylfenoxiättiksyra),

MCP (2-(4-klor-2-metylfenoxy)-propionsyra) och 2,4,5-T (2,4,5-triklorfenoxiättiksyra). Användningen har förskjutits mot fenoxisyror med låg klorhalt främst MCPA och MCP. Andra viktiga bekämpningsmedelsgrupper är klorerade bekämpningsmedel, kvävepesticider, organiska fosforpesticider, karbamater, pyretroider, konazol, anilider samt övriga analyserbara pesticider

PCB

PCB (PolyChlorinated Biphenyl) är samlingsnamn för ett flertal klorerade föreningar som är uppbyggda kring den kemiska strukturen bifenylen. Som tumregel kan sägas att ju fler klorer som binder till bifenylen, desto mer beständig eller persistent är föreningen. Genom att studera förändringar i kvoterna mellan olika ingående typer av PCB-molekyler i ett tidsperspektiv kan man bilda sig en uppfattning om åldern på den blandning som förekommer i miljön (Naturvårdsverket 1999d).

Klorerade paraffiner

Klorerade paraffiner är huvudsakligen *n*-alkaner som klorerats så att slutprodukten innehåller mellan 40 och 73 % klor. Beroende på kolkedjornas längd brukar man skilja på kortkedjiga (10-13 kol), mellankedjiga (14-17 kol) och långkedjiga (18-30 kol) klorerade paraffiner. Den grupp som uppmärksammas mest hittills är kortkedjiga klorerade paraffiner med hög klorhalt. De tekniska produkterna innehåller väldigt många föreningar och blir därför svåra att analysera. Eftersom det är svårt att analysera dessa komplexa sammansatta produkter så är kunskapen om klorerade paraffiner i miljö- och humanprover mycket begränsad och data innehåller varierande grader av osäkerhet. Klorparaffinhalter i sötvatten som inte är direkt påverkade av punktkällor har funnits vara 0,02 – drygt 1 µg/l (Naturvårdsverket 1999d). I slam från reningsverk har klorparaffinhalter mellan 4 och 65 mg/kg torr vikt funnits, metallbearbetning är troligen den dominerande källan (Naturvårdsverket 1999d).

Bromerade flamskyddsmedel

Bestämningar av halter av bromerade flamskyddsmedel (polybromerade difenyletrar) indikerar att fortsatt ökande halter av flamskyddsmedel i miljön (Naturvårdsverket 1999d). Bland annat ökar halten av HBCD (hexabromocyclododekan) i fågelägg. Bisfenol A är ett östrogen ämne i vatten som kan påverka fisk.

Formaldehyd

Formaldehyd (HCHO) används huvudsakligen vid tillverkning av träbaserade skivor (byggmaterial) men också som konserverings- och desinfektionsmedel (bl a vid fiskodling). Viktigaste källorna för förekomsten i miljön är avgaser från ofullständig förbränning och fotokemisk oxidation vid förbränningsprocesser. Formaldehyd är lättnedbrytbar och bioackumuleras inte. Hög eller mycket hög toxicitet har noterats för akvatiska organismer, EC₅₀ för alger (*Scenedesmus*) är 0,4 mg/l och för *Daphnia magna* 2-52 mg/l. LC₅₀ för ryggradslösa organismer (räkor, musslor, snäckor och ryggsimmare) är

93-835 μ l/l och för musselkräftor 1,05 μ l/l. Fisk är generellt mindre känslig med EC₅₀-värden för regnbåge, ägg och yngel på 89,5-1020 mg/l. För abborre ligger dock LC₅₀ på 6,7 mg/l. Hälsoeffekter av är irritation av slemhinnor och hud (ögon, luftvägar). Astmaliknande symtom och sensibilisering kan uppkomma. Den är också giftig vid förtäring. (Kemi 1995).

Klorerade dioxiner och dibensofuraner

Klorerade dioxiner och dibensofuraner tillverkas inte avsiktligt men kan bildas som biprodukter vid framställning eller förbränning av klorhaltiga ämnen. PCB och klorerade bekämpningsmedel är ofta förorenade med klorerade dioxiner och dibensofuraner. Liksom PCB förekommer de i många varianter (kogener). Den akuta toxiciteten är hög för många däggdjur, men känsligheten varierar starkt mellan olika arter. Människan är mindre känslig men subakuta effekter kan inte uteslutas. En påvisad hälsoeffekt av dioxin är hudsjukdomen klorakne. (Naturvårdsverket 1998). Analysresultat kan anges som nordiska TCDD-ekvivalenter, vilket innebär att isomerer av tetra-, penta-, hexa-, hepta-, och oktaklordibensodioxiner /-dibensofuraner är omräknade till effektekvivalenter av 2,3,7,8-tetraklorodibenso-para-dioxin (TCDD).

MTBE (metyl tert-butyl eter)

MTBE används som oktanhöjande tillsats i oblyad bensin. MTBE är persistent i grundvatten, men har låg toxicitet. För fisk anges LC₀, (ingen mätbar effekt) till 1 g/l vatten och för råttor är LD₅₀ (letal dos) 4g/kg kroppsvikt. Hälsoeffekter av MTBE är irritation av ögon, hud och andningsorgan och ämnet har också svaga narkotiska effekter. (NUTEK 1994).

Cyanid, totalt och lättillgänglig

Cyanid används i Sverige primärt som råmaterial inom processindustrin. Komplex av kalium och järncyanider används även som vägsalt. I miljön bildas vätecyanid från löst cyanid i ytvatten. Vätecyaniden förflyktigas från vattenytan ganska snabbt. Fri cyanid bioackumuleras inte men är mycket i vissa fall extremt toxisk mot akvatiska organismer. (Kemikalieinspektionen 1995).

Toxicitet

Målsättning vid val av toxicitetstester var att de helst ska vara standardiserade och kommersiellt tillgängliga - dvs de ska kunna upphandlas. Vidare ska testpaketet ha ekologisk relevans, d v s innehålla organismer på olika nivåer i näringskedjan och även alternativa organismer/tester för olika karakteriserings syften.

Nitrifikationshämmning

Nitrifikationshämmning (nitrifikationshämmande effekt på aktivt slam) genomförs i syfte att bedöma lakvattnens störning på en eventuell reningsmetod. Metoden bestämmer lak-

vattnets hämmande effekt på oxidationen av ammonium till nitrit och nitrat i aktivt slam från vattenreningsverk (Vandkvalitetsinstitutet 1993).

Microtox

Microtox är ett bakteriellt bioluminiscenstest som ofta används som screeningmetod för akut akvatisk toxicitet. Den ljusalstrande processen, som är kopplad till cellens energiomvandling, störs av toxiska ämnen i testmediet. Ur dos-effektsambandet beräknas med statistiska metoder EC_{50} och EC_{20} , dvs de lakvattenkoncentrationer som ger 50 respektive 20 procents hämning av ljusintensiteten. Microtox kan utföras enligt Standardmetoden (Svenson, 1993) och enligt Comparison metoden. Standardmetoden omfattar normalmetoden för medel- och högtoxiska prover- och hundraprocent-metoden för lågtoxiska prover.

Grönalger

Grönalger har hög ekologisk relevans eftersom de utgör den första länken i den akvatiska näringskedjan, dvs de är primärproducenter. Encelliga, planktoniska grönalger (mikroalger) utgör den huvudsakliga näringskällan för många mindre och en del större djur i salt och sött vatten. Här rekommenderas test med den sötvattenlevande mikroalgen, *Raphidocelis subcapitata* (tidigare *Selenastrum capricornutum*) enligt Svensk Standard SS-EN 28692 och MINALG-metoden. Testet utvärderar provens (lakvattnens) inverkan på *tillväxten* hos algen. Responsvariabel är förändringar i algens normala tillväxtmönster, vilka framträder vid odling i ett definierat näringsmedium vid tillsats av olika provkoncentrationer. Ur dos-effektsambandet beräknas med statistiska metoder EC_{50} och EC_{20} , dvs de lakvattenkoncentrationer som ger 50 respektive 20 procents tillväxthämning.

Rödalger

Rödalger har hög ekologisk relevans eftersom de är primärproducenter och dessutom utgör biotop för många mindre djur och "barnkammare" för bl a fisk. Här används en reproduktionstest med rödalgen *Ceramium strictum* (Eklund 1995). Testarten är en marin, röd makroalg (storlek 2-10 cm), som växer fastsittande på underlaget (sten, växter). Den förekommer i Sverige längs Västkusten. Testet omfattar ett led i algens *reproduktion* och effektvariabeln är antal bildade cystocarper (fruktkroppar). Ur dos-effektsambandet beräknas med statistiska metoder EC_{50} och EC_{20} , dvs de lakvattenkoncentrationer som ger 50 respektive 20 procents hämning av fruktkropps bildningen.

Kräftdjur

Ceriodaphnia dubia tillhör kräftdjursgruppen vattenloppor. De livnär sig på alger och bakterier och utgör en viktig näringskälla för många andra djur. Två testmetoder kan användas; dels ett akuttoxicitetstest (enligt SS 02 82 14) som mäter *dödligheten* efter 24 och 48 timmars exponering och dels ett *reproduktionstest* (enligt EPA/600/4-89/001) vars responsvariabel är antalet producerade ungar under en exponeringstid av 7 dygn.

Ur dos-effektsambandet beräknas med statistiska metoder EC_{50} och EC_{20} , dvs de lakvattenkoncentrationer som ger 50 respektive 20 procents dödlighet (akuttoxicitetstestet) respektive 50 respektive 20 procents hämning av antalet födda ungar (reproduktions-testet).

Nitocra spinipes är en brackvattenlevande hoppkräfta som huvudsakligen lever på bakterier och liksom *Ceriodaphnia* är viktiga bytesdjur. Testet, som utförs enligt SS 028106, avser akut toxicitet och mäter dödligheten efter 48 och 96 timmars exponering. Ur dos-effektsambandet beräknas med statistiska metoder EC_{50} och EC_{20} , dvs de lakvattenkoncentrationer som ger 50 respektive 20 procents dödlighet.

Fisk

Fisk utgör ett viktigt led i näringskedjan både som konsumenter (av alger, växter eller djur) och bytesdjur (för bl a människan). Akuttoxicitetstestet med **Sebrafisk (*Danio rerio*)** utförs enligt en metodik, som harmoniserar med US EPA metoden 600/4-91-021. Testet avser *överlevnad hos yngel* av sebrafisk under en exponeringstid av minst 7 dygn. Mortalitetsdata behandlades sedan med Probit analys enligt Litchfield och Wilcoxon vilket ger LC_{50} värden (median letal koncentrationer) efter olika exponeringstider.

Växter

Högre växter har en given plats i markttestsystem på grund av de utgör basen i näringskedjan och förekommer i de flesta miljöer. Växttest avseende rot- och skotttillväxt utförs enligt en testmetod, använd bland andra av Nyffeler et al. (1982). Testet mäter *tillväxten* av rot och skott hos förgrodda frön efter tre dygns exponering. Lämpliga testväxter är **engelskt rajgräs (*Lolium perenne*)** och **vitklöver (*Trifolium repens*)** (Öman et al 2000). De numeriska resultaten kan behandlas statistiskt enligt "Student's" t-test metod.

Ringmaskar

Maskar har stor betydelse i marken för bl a nedbrytning, mineralisering och luftning och är därför relevanta testorganismer i markttestsystem. Reproduktionstest med **ringmasken *Enchytraeus crypticus*** utförs enligt en metod utarbetad av Westheide och Bethke-Beilfuss (1991). Testet mäter *reproduktion* i form av antal lagda äggkokonger och deras kläckningsfrekvens. De numeriska resultaten behandlades statistiskt enligt "Student's" t-test.

Umu-C-test

Test på förekomst av mutagena ämnen, genom exponering av genetiskt modifierade bakterier för testsubstansen. Umu-C-metoden bygger på förekomsten av sk reparationsenzym, umuC, som reparerar skador på DNA i alla celler. Dessa skador kan registreras spektrofotometriskt genom mätning av en specifik guldfärgad nedbrytningsprodukt (orthonitrofenol). För att undersöka provvattnets innehåll av mutagena substanser tillsetts genetiskt modifierade bakterier av stammen *Salmonella typhimurium*. Proven tes-

tas direkt med enbart bakterier (genetiska system) och efter tillsats av ett metaboliserande enzym (metaboliserande system). Principen med testet är att göra en jämförelse mellan den effekt som provvattnet har på induktionshastigheten av umuC, i förhållande till den spontana aktiviteten hos umuC. Skillnaden i aktivitet utgör ett mått på provets genotoxicitet (May et al. 1998).

Provtagningsutrustning och provhantering enligt Svensk Standard

I Tabellerna Bilaga-3.1 och 3.2 presenteras rekommendationer enligt svensk standard.

Tabell Bilaga-3.1 Rekommendationer enligt svensk standard för vatten (SS och SIS).

	Provtagnings- utrustning	Konservering	Förvaring före analys	Analys inom...	Referens
<i>pH-värde</i>	pH-meter			I fält	SS 028148 SS 028122
<i>Konduktivitet</i>	Konduktivimeter			I fält	
<i>Torrsubstans och Glödgningsrest*</i>	Diskad polyeten		0-4 °C, mörkt	Analys inom 7 dygn	SS 028148 SS 028113
<i>Suspenderad substans och Glödgningsrest</i>	Diskad polyeten	Får ej konserveras genom tillsattser eller frysas	0-4 °C, mörkt	Analys så snart som möj- ligt, helst inom 24h	SS 028148 SIS 028112 SS 028138
<i>TOC**</i>	Ren plast, ej PVC	Surgörs till pH 2 med t ex svavelsyra, 10 ml/l	0-4 °C, mörkt	Analyseras helst genast, senast efter max 1 vecka	SS 028199
<i>DOC</i>	Ren plast, ej PVC		Fryses	Kan förvaras ca 1 månad	
				Filtrering snarast möjligt efter provtagning innan eventuell frysning och surgörning	SS 028199
<i>BOD₇</i>	Diskad polyeten		4 ± 2 °C	Helst genast absolut senast efter 24 h	SS 028148 SS 028143
			Fryses	Om analys efter 24 h. Provet måste då ympas	
<i>COD_{Cr}, COD_{Mn}</i>	Diskad polyeten	Om analys efter 24 h så konservering med 10 ml svavelsyra/l	0-4 °C mörkt	7 dygn	SS 028148 SS 028142 SS 028118
			Fryses , ≤ 18 °C	Analys inom 14 dygn	
<i>Ammonium- kväve</i>	Diskad polyeten		0-4 °C mörkt	Analys inom 24 h	SS 028148 SS 028131
<i>Nitritkväve</i>	Diskad polyeten		0-4 °C mörkt	Analys inom 5 h	SS 028148 SS 028133
<i>Nitrit- + nitratkväve</i>	Diskad polyeten		0-4 °C mörkt	Analys inom 3 dygn	SS 028148 SS 028133
<i>Kjeldahlkväve</i>	Diskad polyeten	Konsveras med 10 ml svavelsyra/l	0-4 °C	Analys inom 24 h	SS 028148 SS 028142
<i>Total kväve</i>	Diskad polyeten		0-4 °C mörkt	Analys inom 3 dygn	SS 028148 SS 028131
<i>Totalfosfor</i>	Diskad polyeten		0-4 °C mörkt	Analys inom 12 h	SS 028148 SS 028127
		Analys efter 12h men innan 24 h Konserveras med 10 ml svavelsyra/l		Analys inom 24 h	
<i>Sulfid</i>	Diskad polyeten			Analys direkt efter prov- tagning	SS 028148 SS 028142

* Avser sediment.

**I standarden för TOC anges att det är viktigt att säkerställa att representativa prov uttas vid provtagningen. Särskilt viktigt om suspenderade ämnen finns.

Tabell Bilaga-3.1 (forts).

	Provtagnings- utrustning	Konservering i fält	Förvaring före analys	Analys inom...	Referens
<i>Metaller utom kvicksilver</i>	Ny och diskad polyeten	10 ml salpetersyra/l. Efter syratillsatsen ska pH understiga 2.		Konservade prov kan förvaras 0,5 år före analys.	SS 028148 SS 028149-52 SS 028157 SS 028160 SS 028161
<i>Kvicksilver</i>	Borosilikatglas eller kvarts	Konc. salpetersyra till pH≤1. 4 ml kaliumpermanganat-lösning/l. Permanganatlösning tillsätts tills rosa färgton.	0-4 °C, mörkt	Analys inom 3 dygn	SS 028148 SS 028194
<i>Spårmetaller***</i>	LD-polyeten, polypropen eller FEP (fluoro-etenpropen), med lock av samma material utan packningar.				SS 028194
<i>Extraherbara alifatiska ämnen</i>	Diskat och upphettat glas eller	Ca 2 ml saltsyra/l, syratillsatsen ska sänka pH till 2.	0-4 °C		SS 028148
<i>Extraherbara aromatiska ämnen</i>	Teflon				SS 028144 SS 028145

*** För spårmetaller anges att endast kemikalier och lösningar av största möjliga renhet används. Jonbytt vatten av högsta möjliga renhetsgrad (konduktivitet < 0,2 mS/cm). Vattnets kvalitet kontrolleras före användningen.

Tabell bilaga-3.2 Rekommendationer enligt svensk standard för sediment (SS och SIS).

	Provtagningsutrustning	Referens
Allmänna parametrar som pH och TS	Polyeten	SS-EN ISO 5667-13
Metaller	Plast	SS-EN ISO 5667-13
Vissa spårmetaller, t ex kvicksilver	Ej polyeten	SS-EN ISO 5667-13
Organiska föreningar	Glas behållare	SS-EN ISO 5667-13

Provtagningsprotokoll

Datum	Klockslag
Uppdragsgivare	
Kontaktperson	Företag
Projektansvar	
Person	Företag
Provtagande person	
Provtagningspunkt	Typ av prov
Avfallsupplagets namn	Avfallsbolag
Placering	Provbenämning
Djup under mark eller vattenyta	
<i>Provtagningsmetod</i>	
<i>Analyser i fält</i>	
pH	Provets temperatur
Konduktivitet	Salinitet
Redoxpotential	Syrehalt
Annat	
<i>Provhantering i fält</i>	
Proverna märks med:	
Konservering	
Annan	

Provtagningsprotokoll (forts.)

<i>Omständigheter under provtagning</i>	
Utomhustemperatur	Väderlek
Beskrivning av prov: färg, lukt, konsistens	
Omsättningstid i brunnar	Eventuella pumpar
<i>Transport av prover från upplaget till labb</i>	
Fordon	Transportföretag
Från (plats)	Avgångstid
Till (plats)	Ankomsttid
<i>Provhantering före analys</i>	
Konservering	Annan
Förvaringsmetod	Förvaringstid
<i>Analysmetod</i>	
Uppslutning	Extraktion
<i>Övrigt</i>	

Resultat från tidigare karakteriseringar

I Bilaga 5 presenteras analysresultat av lakvatten och lakvattensediment som provtagits och hanterats enligt metodiken beskriven i föreliggande rapport. Endast analyser av obehandlade lakvatten ingår i sammanställningen. För flera provtagningar vid samma provtagningspunkt och vid samma tillfälle har medelvärden använts. Provtagningar vid olika provtagningsplatser på samma avfallsupplag behandlas som separata prov.

Tabell Bilaga 5.1 Sammanställningar av resultat från karakteriseringar av lakvatten från avfallsupplag enligt ovan beskrivet karakteriseringsprogram. I tabellen presenteras använda analysmetoders detektionsgräns, högsta och lägsta analyserade värden (min och max) samt medianvärden, medelvärden och relativ standardavvikelse. Vidare anges antal provtagna avfallsupplag som jämförelsevärdena baseras på.

LAKVATTEN	Enhet	Detektions- gräns	Min	Max	Median	Medel	Rel. st. av. %	Antal
Allmän karakterisering								
pH (labb)	-		6,4	8,5	7,5	7,5	7	11
Konduktivitet	mS/m	1	490	2730	913	1210	60	6
Temp vatten	°C		2,0	25	17	16	41	11
Temp luft	°C		-14	14	5	4	200	11
Suspenderat material	mg/l	1	9	210	26	53	110	10
Glödningsrest	mg/l	1	3,2	160	20	41	130	6
BOD (7)	mg O ₂ /l	3	4,0	110	13	28	110	10
COD (Cr)	mg O ₂ /l	10	250	1 300	900	760	46	11
BOD/COD			0,0	0,14	0,02	0,04	106	13
TOC	mg/l	1	52	490	320	260	56	11
DOC (0,45 µm)	mg/l	1	49	460	300	250	56	11
POC	mg/l	0,5	0,0	20	9,6	10	84	6
DOC/TOC	%		87	100	95	95	3	14
POC/TOC	%		0,0	36	3,2	8,1	135	10
Salinitet	‰		2,6	19	7,1	8,3	63	6
Klorid (Cl ⁻)	mg/l	1,0	360	4900	870	1730	89	11
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	mg/l	1,0	22	460	160	180	74	6
Fluorid (F ⁻)	mg/l	0,1	9,2	12	11	11	9	6
Vätekarbonat (HCO ₃ ⁻)	mg/l	1,0	300	5100	3000	2800	61	6
N-Ammonium (N-NH ₄ ⁺)	mg/l	0,01	93	870	230	370	71	11
N-Kjeldahl	mg/l	0,15	99	860	230	370	70	11
N-Nitrit+nitrat (N-NO ₂ ⁻ + N-NO ₃ ⁻)	mg/l	0,01	-	35	2,0	6,7	160	11
N-Totalt (N-KJ+N-NO ₂₃)	mg/l	*	98	860	240	360	74	12
N-Ammonium / N-Totalt	%		5	110	94	82	35	14
P-Fosfat (P-PO ₄ ²⁻)	mg/l	0,002	0,07	3,5	0,57	1,1	96	11
P-Totalt	mg/l	0,002	0,16	4,0	0,66	1,3	88	11

- Ämnet eller parametern har analyserats men har ej detekterats.

* Parameterna utgör en summa av andra analyser och saknar säker detektionsgräns.

Tabell Bilaga 5.1 (forts)

LAKVATTEN	Enhet	Detektions- gräns	Min	Max	Median	Medel	Rel st. av. %	Antal
Organiska summaparametrar								
	mg/l							
Opolära alifater		0,1	-	-				9
Totalt extraherbara alifater		0,1	-	5,4	1,0	1,6	110	9
Totalt extraherbara aromater		0,2	-	0,4	0,0	0,0	283	9
EGOM		0,05	-	10	1,6	2,2	132	11
EOX		0,001	-	0,030	0,005	0,009	108	11
Organiska föreningar								
<i>Flyktiga klorerade kolväten</i>								
	µg/l							
Diklormetan		1,0	-	1,1	0,0	0,0	539	30
1,1-Dikloreten		0,5	-	4,0	0,0	0,2	463	30
1,2-Dikloreten		0,5	-	0,0	0,0	0,0		30
<i>trans</i> -1,2-Dikloreten		0,5	-	0,6	0,0	0,0	539	30
<i>cis</i> -1,2-Dikloreten		0,5	-	20	0,0	0,8	446	30
1,2-Diklorpropan		0,5	-	20	0,0	1,1	380	30
Triklormetan		0,1	-	0,6	0,0	0,0	539	30
Tetraklormetan		0,1	-	9,5	0,0	0,3	539	30
1,1,1-Trikloreten		0,1	-	-				30
1,1,2-Trikloreten		0,1	-	-				30
Triklöreten		0,1	-	1,3	0,0	0,0	539	30
Tetrakloreten		0,1	-	-				27
<i>Monocykliska kolväten</i>								
	µg/l							
Bensen		0,2	-	24	0,4	1,7	257	30
Toluen		0,2	-	590	0,80	24	432	30
Etylbensen		0,2	-	280	0,40	12	402	30
Summa xylener		0,2	-	170	1,1	14	268	30
Summa aromater		0,2	-	190	1,5	16	277	17
<i>Fenol, kresol, alkylfenol</i>								
	µg/l							
Fenol		1	-	-				17
Kresol		1	-	12	0,0	0,7	400	17
Summa ytterligare alkylfenoler		1	-	30	0,0	4,7	190	17
<i>Polycykliska kolväten (PAH)</i>								
	µg/l							
Naftalen		0,1	-	33	0,2	2,2	275	30
Acenaftilen		0,1	-	1,8	0,0	0,10	396	18
Acenaften		0,1	-	1,3	0,0	0,26	155	18
Fluoren		0,1	-	2,5	0,0	0,39	178	18
Fenantren		0,1	-	2,7	0,0	0,52	171	18
Antracen		0,01	-	0,30	0,00	0,04	221	18
Fluoranten		0,01	-	0,87	0,00	0,09	224	18
Pyren		0,01	-	0,50	0,00	0,05	211	18
Bens(a)antracen		0,01	-	0,07	0,00	0,00	412	18
Krysen		0,01	-	0,08	0,00	0,01	335	18
Bens(b)fluoranten		0,01	-	0,15	0,00	0,01	412	18
Bens(k)fluoranten		0,01	-	0,05	0,00	0,00	346	18
Bens(a)pyren		0,01	-	0,07	0,00	0,01	294	18
Dibenso(ah)antracen		0,03	-	-				18
Benso(ghi)perylene		0,03	-	0,09	0,00	0,01	285	18
Indeno(123cd)pyren		0,03	-	0,03	0,00	0,00	412	18
Summa 16 PAH		0,03	-	11	0,30	2,9	145	18

- Ämnet eller parametern har analyserats men har ej detekterats.

Tabell Bilaga 5.1 (forts)

LAKVATTEN	Enhet	Detektions- gräns	Min	Max	Median	Medel	Rel st. av. %	Antal
Ftalater								
	µg/l							
Dimetylfталат		1	-	-				25
Dietylfталат		1	-	5,0	0	1,0	174	25
Di-n-propylfталат		1	-	-				25
Di-isobutylfталат		1	-	3,0	0	0,3	295	25
Di-n-butylfталат		1	-	4,0	0	0,2	339	25
Di-pentylfталат		1	-	-				25
Butylbensylfталат		1	-	3,0	0	0,2	382	25
Di-(2-ethylhexyl)fталат		1	-	100	0	11	221	25
Di-cyklohexylfталат		1	-	-				25
Klorbensener								
	µg/l							
Monoklorbensener		0,4	-	8,3	0,0	0,51	301	30
1,2-Diklorbensener		0,05	-	1,5	0,06	0,16	198	25
1,3-Diklorbensener		0,05	-	0,20	0,00	0,03	165	25
1,4-Diklorbensener		0,05	-	4,6	0,08	0,41	223	25
1,2,3-Triklorbensener		0,05	-	0,06	0,00	0,00	341	25
1,2,4-Triklorbensener		0,05	-	0,08	0,00	0,01	181	25
1,3,5-Triklorbensener		0,05	-	0,06	0,00	0,00	490	25
1,2,3,4-Tetraklorbensener		0,05	-	-				18
1,2,3,5-Tetraklorbensener		0,05	-	-				18
1,2,4,5-Tetraklorbensener		0,05	-	-				17
Pentaklorbensener		0,05	-	-				18
Hexaklorbensener		0,05	-	-				18
Summa klorbensener		*	-	3,9	0,30	0,79	138	18
Klorfenoler								
	µg/l							
2-Monoklorfenol		0,1	-	-				18
3-Monoklorfenol		0,1	-	9,6	0,0	0,57	384	18
4-Monoklorfenol		0,1	-	-				17
2,6-Diklorfenol		0,01	-	0,8	0,00	0,05	383	18
2,4- + 2,5-Diklorfenol		0,01	-	1,6	0,14	0,20	177	18
2,3-Diklorfenol		0,01	-	0,01	0,00	0,00	412	18
3,4-Diklorfenol		0,01	-	4,3	0,00	0,28	344	18
3,5-Diklorfenol		0,01	-	23	0,04	1,3	393	18
2,4,6-Triklorfenol		0,01	-	0,08	0,00	0,02	125	18
2,3,6-Triklorfenol		0,01	-	0,02	0,00	0,00	224	18
2,3,5-Triklorfenol		0,01	-	0,03	0,00	0,01	173	18
2,4,5-Triklorfenol		0,01	-	2,20	0,01	0,14	365	18
2,3,4-Triklorfenol		0,01	-	-				18
3,4,5-Triklorfenol		0,01	-	1,2	0,00	0,08	336	18
2,3,4,5-Tetraklorfenol		0,01	-	0,01	0,00	0,00	412	18
2,3,4,6-Tetraklorfenol		0,01	-	0,04	0,00	0,00	412	18
2,3,5,6-Tetraklorfenol		0,01	-	0,01	0,00	0,00	374	15
Pentaklorfenol		0,01	-	0,95	0,00	0,07	318	18
Summa klorfenoler		*	-	43	0,24	2,9	352	17
Bekämpningsmedel, Fenoxisyror								
	µg/l							
2,4-D		0,05	-	0,4	0,0	0,0	229	14
MCPA		0,05	-	3,9	0,0	0,4	222	18
MCPP		0,05	-	54	1,1	8,6	168	18
2,4,5-T		0,05	-	2,9	0,0	0,2	340	15
2,4-DP		0,05	-	8,1	0,4	1,4	147	16
2,4,5-TP		0,05	-	-				14
MCPB		0,05	-	-				14
2,4-DB		0,05	-	-				14
Alkoholer och lösningsmedel								
	mg/l							
Metanol		0,5	1,0	1,0				1
t-Butanol		0,1	0,2	0,2				1
Nonylfenol								
	µg/l	5	-	-				5

- Ämnet eller parametern har analyserats men har ej detekterats.

* Parameterna utgör en summa av andra analyser och saknar säker detektionsgräns.

Tabell Bilaga 5.1 (forts)

LAKVATTEN	Enhet	Detektions- gräns	Min	Max	Median	Medel	Rel st.av. %	Antal
<i>PCB</i>	µg/l	0,001						6
<i>Klorerade dioxiner och dibensofuraner</i>	pg/l	1-5	-	-				1
<i>Bekämpningsmedel, Klorerade</i>	µg/l	0,001	-	-				6
<i>Acetater</i>	mg/l	0,05	-	-				6
Metallorganiska föreningar								
<i>Organiskt tenn</i>	µg/l							
Dibutyltenn		0,01	-	0,03	0,00	0,01	200	5
Tributyltenn		0,01	-	0,02	0,00	0,00	200	5
Dicyklohexyltenn		0,01	-	-				5
Difenyltenn		0,01	-	-				5
Tricyklohexyltenn		0,01	-	-				5
Trifenyltenn		0,01	-	-				5
<i>Organiskt kvicksilver</i>	ng/l							
Metylkvicksilver		0,06	-	0,48	0,22	0,23	100	4
Metaller och andra grundämnen								
<i>mg/l-nivåer</i>	mg/l							
Ca		0,20	21	340	96	110	69	14
Fe		0,02	0,2	43	3,1	7,2	150	14
K		0,40	44	3500	170	410	208	14
Mg		0,14	14	83	37	42	54	14
Na		0,50	77	1730	290	480	86	14
S		0,20	2,9	750	13	74	254	14
<i>ug/l nivåer</i>	µg/l							
Al		18	26	580	130	200	93	14
As		1-70	-	11	1,9	3,8	101	11
Ba		1	50	1370	180	290	110	14
Cd		0,05	-	1,4	0,2	0,3	128	13
Co		0,2	1,7	21	7,3	7,8	73	14
Cr		0,9	1,5	45	9,7	17	94	13
Cu		1	5,8	80	12	22	90	14
Hg		0,02	-	0,10	0,022	0,029	119	14
Mn		0,9	180	5200	700	1260	116	14
Ni		0,6	9,8	91	22	30	73	14
Pb		0,6	-	15	3,8	4,9	88	14
Zn		4	16	340	46	63	128	14
Ag	µg/l		0,026	0,11	0,050	0,055	52	6
Bi		0,01	-	0,012	0,0057	0,0054	84	6
Ga		0,0025	0,017	0,12	0,055	0,056	68	5
Ge		0,025	-	0,34	0,28	0,20	72	6
In		0,01	-	0,061	0,00	0,016	150	6
Li		1	4,7	622	156	217	107	6
Pd		0,005	0,036	0,17	0,043	0,070	70	6
Pt		0,0025	-	0,018	0,0032	0,0056	118	6
Rb		0,02	112	920	200	330	85	6
Rh		0,005	-	0,034	0,0075	0,011	112	6
Sb		0,01	0,20	1,7	0,61	0,74	73	6
Se		1	-	110	25	36	115	6
Te		0,01	0,012	0,050	0,041	0,035	39	6
Tl		0,001	-	0,09	0,03	0,04	85	6

- Ämnet eller parametern har analyserats men har ej detekterats.

Tabell Bilaga 5.1 (forts)

LAKVATTEN	Enhet	Min	Max	Median	Medel	Rel st. av. %	Antal
Toxicitet							
<i>Microtox standardmetod</i> (100-procentmetoden)	vol-% inblandat lakvatten						
EC50 5min		47	>100				11
EC50 15min		53	>100				11
EC20 5min		18	>100				11
EC20 15min		21	>100				11
Tillväxthämning grönalg-Raphidocelis subcapitata							
EC50		3,1	19	10	11	55	5
EC20		3,7	9,5	6,6	6,6	44	2
EC10		1,2	8,2	2,7	3,5	70	5
NOEC		1,0	7,0	1,9	3,0	82	4
Reproduktion rödalg -Cerarium strictum							
EC50		3,6	7,7	5,6	5,7	36	2
Dödighet kräftdjur -Ceriodaphnis dubia							
EC50 24h		0,9	6,7	3,8	3,8	76	2
EC10 24h		0,5	4,7	2,6	2,6	81	2
NOEC		0,5	4,0	2,2	2,3	78	2
Dödighet kräftdjur - Nitocra spinipes							
EC50 96h		3,3	9,9	6,6	6,6	50	2
EC10 96h		1,7	6,1	3,9	3,9	56	2
EC50 48h		6,2	22	14	14	56	2
Överlevnad Sebrafiskyngel							
LC50 4dygn		2,0	5,5	2,9	3,5	42	3
LC50 7dygn		1,2	3,1	1,53	1,9	42	3
LC10 7dygn		0,7	2,2	1,30	1,4	43	3
LC0 7dygn		0,4	2,0	0,80	1,1	62	3
Hämning Rottillväxt Procentuell tillväxt jämfört med kontroll							
<i>Vid lakvattenkoncentration 920 ml/kg jord</i>							
Engelskt rajgräs		2	65	6	24	118	3
Vitklöver		0	47	9	19	109	3
<i>Vid lakvattenkoncentration 920 ml/kg jord och pH just till 6,0-6,1</i>							
Engelskt rajgräs		49	80	65	65	24	2
Vitklöver		20	109	65	65	69	2
<i>Vid lakvattenkoncentration 92 ml/kg jord</i>							
Engelskt rajgräs		77	104	102	94	13	3
Vitklöver		78	104	92	91	12	3
Hämning Skottillväxt							
<i>Vid lakvattenkoncentration 920 ml/kg jord</i>							
Engelskt rajgräs		72	92	74	79	11	3
Vitklöver		59	73	60	64	10	3
<i>Vid lakvattenkoncentration 920 ml/kg jord och pH just till 6,0-6,1</i>							
Engelskt rajgräs		85	109	97	97	12	2
Vitklöver		79	87	83	83	5	2
<i>Vid lakvattenkoncentration 92 ml/kg jord</i>							
Engelskt rajgräs		112	113	113	113	0	3
Vitklöver		95	111	110	105	7	3

Tabell Bilaga 5.1 (forts)

LAKVATTEN	Enhet	Min	Max	Median	Medel	Rel st.av. %	Antal
Toxicitet							
<i>Reproduktion ringmask.</i>	Antal						
<i>Enchytraeus crypticus</i>							
<i>Lagda kokonger vid pH 5,5</i>							
50% lakvatteninblandning		0	184	160	115	71	3
5% lakvatteninblandning		122	122	122	122	0	1
Kontroll		111	170	159	147	17	3
<i>Lagda kokonger vid ojusterat pH</i>							
50% lakvatteninblandning		0	108	0	36	141	3
<i>Kläckta kokonger vid pH 5,5</i>							
50% lakvatteninblandning		0	183	156	113	71	3
5% lakvatteninblandning		107	107	107	107	0	1
Kontroll		100	161	156	139	20	3
<i>Kläckta kokonger vid ojusterat pH</i>							
50% lakvatteninblandning		0	105	53	53	100	2
Nitrifikationshämmning							
Hämning vid 50% inblandning av lakvatten	%	0	29	22	18	56	6

Lakvattensediment

Tabell Bilaga 5.2 Sammanställningar av resultat från karakteriseringar av lakvattensediment från avfallsupplag enligt ovan beskrivet karakteriseringsprogram. I tabellen presenteras använda analysmetoders detektionsgräns, högsta och lägsta analyserade värden (min och max) samt medianvärden, medelvärden och relativ standardavvikelse. Vidare anges antal provtagna avfallsupplag som jämförelsevärdena baseras på.

LAKVATTENSEDIMENT	Enhet	Detektions- gräns	Min	Max	Median	Medel	Rel. st. av. %	Antal
Allmän karakterisering								
Torrsubstans (TS)	%		29	80	40	48	39	7
Glödningsrest	% av TS		63	79	79	74	10	3
Organiska föreningar och summaparametrar								
Organiska summaparametrar mg/kg TS								
Opolära alifater		2	150	1200	300	550	84	3
Totalt extraherbara alifater		2	290	1700	550	847	72	3
Totalt extraherbara aromater		**	8,0	94	47	50	71	3
EGOM		**	260	3600	360	1410	110	3
EOX		0,1	-	1,5	0,5	0,7	94	3
Flyktiga klorerade kolväten	mg/kg TS	0,1	-	-				3
Monocykliska kolväten mg/kg TS								
Bensen		0,05	-	0,51	0,00	0,10	177	8
Toluen		0,05	-	1,5	0,00	0,22	222	8
Etylbensen		0,05	-	2,2	0,00	0,50	174	8
Summa xylener		0,05	-	33	0,04	4,5	241	8
Summa monocykliska kolväten (BTEX) *		0,1	-	37	0,10	5,3	229	8
Fenol, kresol, alkylfenol mg/kg TS								
Fenol		0,1	-	0,50	0,00	0,08	219	8
Kresol		0,1	-	2,8	0,00	0,44	209	8
Alkylfenoler		0,1	-	-				8
Polycykliska kolväten mg/kg TS								
Naftalen		0,1	-	12	0,0	1,5	260	8
Acenaftylen		0,1	-	0,39	0,0	0,07	200	8
Acenaften		0,1	-	-				8
Fluoren		0,1	-	3,5	0,0	0,44	265	8
Fenantren		0,1	-	10	0,1	1,4	224	8
Antracen		0,01	-	0,09	0,01	0,02	141	8
Fluoranten		0,01	-	3,1	0,06	0,72	161	8
Pyren		0,01	-	3,0	0,06	0,77	159	8
Bens(a)antracen		0,01	-	2,4	0,01	0,46	179	8
Krysen		0,01	-	4,9	0,08	0,98	174	8
Bens(b)fluoranten		0,01	-	13	0,00	1,7	250	8
Bens(k)fluoranten		0,01	-	3,3	0,01	0,44	245	8
Benso(a)pyren		0,01	-	2,0	0,00	0,31	210	8
Dibenso(ah)antracen		0,03	-	1,1	0,00	0,15	244	8
Benso(ghi)perylen		0,03	-	6,3	0,03	0,87	236	8
Indeno(123cd)pyren		0,03	-	4,5	0,00	0,59	253	8
Summa 16 PAH		0,3	0,01	44	0,55	10	166	8

- Ämnet eller parametern har analyserats men har ej detekterats.

** Metoden saknar säker detektionsgräns

* Parameterna utgör en summa av andra analyser och saknar säker detektionsgräns.

LAKVATTENSEDIMENT	Enhet	Detektions- gräns	Min	Max	Median	Medel	Rel st. av. %	Antal
Ftalater								
	mg/kg TS							
Dimetylfталат		1	-	-				8
Dietylfталат		1	-	-				8
Di-n-propylfталат		1	-	-				8
Di-isobutylfталат		1	-	-				8
Di-n-butylfталат		1	-	0,9	0,0	0,1	265	8
Di-pentylfталат		1	-	-				8
Butylbensylfталат		1	-	-				8
Di-cyklohexylfталатfталат		1	-	7,8	0,0	1,0	265	8
Di-(2-etylhexyl)fталат		1	-	5,2	0,0	1,0	200	5
Summa ytterligare ftalater		*	-	210	4,9	72	137	3
Klorbensener								
	mg/kg TS							
Monoklorbensen		0,05	-	0,06	0,00	0,01	265	8
1,2-Diklorbensen		0,05	-	1,5	0,00	0,19	265	8
1,3-Diklorbensen		0,05	-	0,08	0,00	0,01	265	8
1,4-Diklorbensen		0,05	-	0,38	0,00	0,06	226	8
1,2,3-Triklorbensen		0,05	-	-				8
1,2,4-Triklorbensen		0,05	-	-				8
1,3,5-Triklorbensen		0,05	-	-				8
1,2,3,4-Tetraklorbensen		0,05	-	-				8
1,2,3,5-Tetraklorbensen		0,05	-	-				8
Pentaklorbensen		0,05	-	-				8
Hexaklorbensen		0,05	-	-				8
Summa klorbensener		*	-	2,0	0,00	0,26	256	8
Klorfenoler								
	mg/kg TS							
2-Monoklorfenol		0,1	-	-				8
3-Monoklorfenol		0,1	-	-				8
4-Monoklorfenol		0,1	-	-				7
2,6-Diklorfenol		0,1	-	-				8
2,4- + 2,5-Diklorfenol		0,01	-	-				8
2,3-Diklorfenol		0,01	-	-				8
3,4-Diklorfenol		0,01	-	0,03	0,00	0,00	265	8
3,5-Diklorfenol		0,01	-	0,04	0,00	0,01	265	8
2,4,6-Triklorfenol		0,01	-	-				8
2,3,6-Triklorfenol		0,01	-	-				8
2,3,5-Triklorfenol		0,01	-	-				8
2,4,5-Triklorfenol		0,01	-	-				8
2,3,4-Triklorfenol		0,01	-	-				8
3,4,5-Triklorfenol		0,01	-	0,03	0,00	0,01	173	8
2,3,4,6- och 5,6-Tetraklorfenol		0,01	-	-				8
2,3,5,6-Tetraklorfenol		0,01	-	-				5
2,3,4,5-Tetraklorfenol		0,01	-	-				8
Pentaklorfenol		0,01	-	-				8
Summa klorfenoler		*	-	0,07	0,00	0,02	147	8
PCB								
	mg/kg TS							
PCB 28		0,001	-	0,19	0,00	0,03	180	8
PCB 52		0,001	-	0,19	0,01	0,03	197	8
PCB 101		0,001	-	0,22	0,01	0,03	213	8
PCB118		0,001	-	0,14	0,00	0,02	218	8
PCB 138		0,001	-	0,16	0,01	0,03	203	8
PCB 153		0,001	-	0,14	0,01	0,02	194	8
PCB180		0,001	-	0,06	0,01	0,01	163	8
Summa PCB		0,003	-	1,1	0,04	0,18	197	8

- Ämnet eller parametern har analyserats men har ej detekterats.

* Parameterna utgör en summa av andra analyser och saknar säker detektionsgräns.

LAKVATTEN-SEDIMENT	Enhet	Detektions- gräns	Min	Max	Median	Medel	Rel. st. av. %	Antal
Bekämpningsmedel,								
<i>Klorerade</i>								
Hexaklorbensen	mg/kg TS	0,001	-	0,001	0,000	0,000	265	8
o,p'-DDT		0,001	-	-				8
p,p'-DDT		0,001	-	-				7
o,p'-DDD		0,001	-	-				7
p,p'-DDD		0,001	-	0,002	0,000	0,000	265	8
o,p'-DDE		0,001	-	-				8
p,p'-DDE		0,001	-	0,002	0,000	0,000	265	8
Aldrin		0,001	-	-				8
Dieldrin		0,001	-	-				8
Endrin		0,001	-	-				8
Isodrin		0,001	-	-				8
Telodrin		0,001	-	-				8
a-HCH		0,001	-	-				8
b-HCH		0,001	-	-				8
g-HCH = lindan		0,001	-	-				8
Heptaklor		0,001	-	-				8
cis-Heptaklorepoxid		0,001	-	-				8
trans-Heptaklorepoxid		0,001	-	-				8
a-Endosulfan		0,001	-	-				8
Hexaklorbutadien		0,001	-	-				8
Hexakloretan		0,001	-	-				8
Pentaklorbensen		0,001	-	-				8
Summa Bekämpningsmedel, klorerade		*	-	0,002	0,000	0,001	129	8
Bekämpningsmedel,								
<i>Fenoxisyror</i>								
Metallorganiska föreningar								
<i>Organiskt tenn</i>								
mg/kg TS								
Dibutyltenn		0,01	-	0,08	0,04	0,04	82	3
Tributyltenn		0,01	-	0,15	0,05	0,07	94	3
Difenyltenn		0,01	-	-				3
Trifenyltenn		0,01	-	-				3
Dicyklohexyltenn		0,01	-	-				3
Tricyklohexyltenn		0,01	-	-				3
<i>Organiskt kvicksilver</i>								
µg/kg TS								
Metylkvicksilver		0,06		5,0				1

- Ämnet eller parametern har analyserats men har ej detekterats.

* Parameterna utgör en summa av andra analyser och saknar säker detektionsgräns.

LAKVATTENSEDIMENT	Enhet	Detektions- gräns	Min	Max	Median	Medel	Rel st.av. %	Antal
Metaller och andra grundämnen mg/kg TS								
Ca		40	45 500	95 100	50 200	63 600	35	3
Fe		10	40 300	285 000	84 500	136 600	78	3
K		100	1 540	3 420	1 760	2 240	37	3
Mg		16	1 680	3 440	1 930	2 350	33	3
Na		24	886	1 780	1 440	1 370	27	3
S		8	1 150	4 510	1 340	2 330	66	3
Al		24	664	27 400	7 370	11 800	96	3
As		0,1	0,85	3,6	0,93	1,8	71	3
Ba		0,2	313	2 200	518	1 010	84	3
Cd		0,01	0,12	1,4	0,60	0,71	74	3
Co		0,01	-	10	2,1	4,1	108	3
Cr		0,1	17	30	20	22	25	3
Cu		0,1	1,9	110	45	52	84	3
Hg		0,04	-	0,17	0,12	0,096	74	3
Mn		0,5	950	3000	1890	1950	43	3
Ni		0,08	2,9	14	6,3	7,9	62	3
Pb		0,1	21	82	26	43	65	3
Zn		0,7	190	560	270	340	46	3
Ag		0,01	0,14	1,6	0,77	0,84	71	3
Bi		0,005	-	0,54	0,26	0,27	83	3
Ga		0,05	0,58	7,4	2,2	3,4	86	3
Ge		0,05	0,11	0,40	0,11	0,21	64	3
In		0,005	0,023	0,072	0,055	0,050	40	3
Li		0,4	0,74	11	3,5	5,2	87	3
Pd		0,005	0,067	0,15	0,15	0,12	33	3
Pt		0,0002	-	0,047	0,000	0,016	141	3
Rb		0,02	2,8	23	8,5	12	75	3
Rh		0,01	0,05	0,16	0,10	0,10	54	2
Sb		0,01	0,19	0,26	0,22	0,22	17	2
Se		0,1	0,065	0,21	0,12	0,13	46	3
Te		0,02	-	0,060	0,00	0,020	141	3
Tl		0,0002	-	0,33	0,055	0,13	112	3

- Ämnet eller parametern har analyserats men har ej detekterats.

Analys av ytterligare organiska föreningar med GC-MS "screening".

I Tabell Bilaga 5-3 har resultat från GC-MS "screening" av lakvatten från avfallsupplag sammanställts. Syftet med analyserna var att identifiera ytterligare organiska föreningar. Alla prover har analyserats av IVL utom ett som har analyserats av Greenpeace (Greenpeace Research Laboratories 1998).

IVL har använt följande metodik: Provet surgjordes och extraherades tre gånger med hexan/*tert*-butylmetyleter. Extraktet analyserades med hjälp av GC-MS som oderivatiserat, acetylerat och metylförestrat. Kvantifieringen gjordes med hjälp av GC-FID varvid α -cholestan och pyren d_{10} användes som referenser.

Greenpeace har använt följande metodik: Provet surgjordes och extraherades två gånger med pentan. Extraktet analyserades med hjälp av GC-MS som oderivatiserat. I Greenpeace resultat anges att 1,3-diklorbensen, di(2-etylhexylftalat och 1H-indol är relativt säkra identifieringar medan övriga identifieringar anses mer osäkra (Greenpeace Research Laboratories 1998).

Tabell Bilaga 5-3 Identifiering av organiska föreningar i lakvatten med GC-MS "screening". Prov A-G har analyserats av IVL på uppdrag av Greenpeace. Prov H har analyserats av IVL och representerar Gryta avfallsupplag i Västerås (Öman 1993). Prov I har analyserats av Greenpeace i England (Greenpeace Research Laboratories 1998). Bokstaven anger avfallsupplag och siffran antal prov från samma upplag. Resultaten är angivna i $\mu\text{g/l}$.

	A1	A2	B1	B2	C1	C2	D	E	F1	F2	G	H1	H2	H3	I
<i>Alifatiska och alicykliska syror</i>															
Ättikssyra	830			65	0,4										
n-Propionsyra	340			2	<0,5										
iso-Butylsyra	60			3	0,5										
n-Butylsyra	380			1	<0,5										
iso-Valeriansyra	45			3	0,5										
n-Valeriansyra	60			-	<0,5										
n-Caprionsyra	44			-	<0,5			-	-	-	1 700				
4-Metylpentansyra	10	-	-	20	-	-	-								
Hexansyra													+	+	+
2-Metylhexansyra	10	-	-	20	-	-	-								
3,5,5-Trimetylhexansyra	-	-	-	-	+	-	-	-	-	40	130				
2-Etylhexylsyra	240	-	-	30	-	-	-	-	-	-	80				
Cyklohexankarboxylsyra	2 700	-	-	30	10	10	10	-	1	3	300	-	-	+	
Heptansyra	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	240	-	-	+	
Dodekansyra								26 000							
Tetradekansyra								83 000							
Hexadekansyra								16 000							
Hexadekansyra								423 000				-	+	+	
Oktadekandiansyra								56 000							
Oktadekansyra								384 000							
Oktadekansyra								142 000				-	-	+	
Eicosansyra								6 000							
Dokosansyra								3 000							
Tetrakosansyra								1 000				-	-	+	
Dehydroabietinsyra	170	-	-	20	-	-	-	820	-	-	20				

- Föreningen har analyserats men ej detekterats

+ Föreningen har detekterats men ej kvantifierats

Tabell Bilaga 5-3 (forts.)

	A1	A2	B1	B2	C1	C2	D	E	F1	F2	G	H1	H2	H3	I
Alifatiska och alicykliska syror (forts)															
Hartsyrelignande föreningar (4st)	20	-	10	-	150	10	-	2600	-	10	-				
7-oxo-Dehydroabietinsyra	170	-	-	10	-	-	-	-	-	-	10	+	+	+	
Chlordenic syra												+	+	+	
Neutrala alifatiska föreningar															
1-Dodeken															+
Trietylfosfat												+	+	+	
Tris(2-kloretyl)fosfat												-	-	+	
Neutrala alicykliska föreningar															
Kamfer	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	
2-Butoxietanolfosfat	-	-	-	-	500	15	-	-	-	-	-				
1-Piperedinkarboxaldehyd	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
α , α -Dimetyl-4-metylcyklohexan metanol	-	-	-	-	60	-	-	-	-	-	-				
Fenchon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	
Aromatiska syror															
Bensoesyra	1 000	-	10	200	10	20	30	-	-	10	620	-	-	+	
Bensenättikssyra	1 400	-	10	70	20	-	50	-	-	4	800				
Bensenpropansyra	2 200	-	-	100	10	-	-	-	-	1	1 200				
4-tert-Butylbensoesyra	50	-	10	-	60	-	10	-	6	100	120				
3,3-Dimetylbensoesyra												+	+	-	
Fenylättikssyra												-	-	+	
3-Fenylpropion syra												-	-	+	
2-(4-Klor-2-metylfenoxi)propion syra (MCPP)												+	-	-	
Fenoliska föreningar															
<i>o</i> -Kresol												-	+	+	
2-Isopropylfenol												+	+	-	
2,4-Dimetylfenol												+	+	-	
2,6-Dimetylfenol												+	+	+	
3,4-Dimetylfenol												+	+	-	
3,5-Dimetylfenol												+	+	+	
4-Kloro- <i>o</i> -kresol												+	+	+	
4-Kloro- <i>m</i> -kresol												+	+	+	
<i>tert</i> -Butylfenol												+	+	-	
2-Hydroxibenzotiazol												+	+	+	
2,2'-Dihydroxidifenylmetan												+	-	-	
4,4'-Dihydroxidifenylmetan												+	-	-	
Metylfenol (2 isomerer)	1 900	-	-	200	100	-	-	-	-	-	-				
4,4'-(1-metyletylden)-bisfenol	30	-	-	-	10	-	-	-	-	-	240				
2(3H)-Benzothiazolone	50	-	-	-	170	10	-	-	-	-	10				
Neutrala aromatiska föreningar															
1,3-Diklorbensen															+
<i>o</i> -(?,1-Dimetyletyl)1,2,3,4-tetrahydro-naftalen															+
N,N-Dietyl-3-metylbenzamid												+	+	+	
N,n-Butylbensensulfonamid												+	+	+	
Steroler															
Coprostan-3-ol								24 000							
Okänd sterol								\cong 10 000							

- Anger att föreningen har analyserats men ej detekterats

+ Anger att föreningen har detekterats men ej kvantifierats

Tabell Bilaga 5-3 (forts.)

	A1	A2	B1	B2	C1	C2	D	E	F1	F2	G	H1	H2	H3	I
<i>Ftalater</i>															
Dimetylfталат	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dietylfталат	80	3	2	4	-	-	-	7	1	1	6				
Dibutyfталат	35	4	6	8	11	8	40	-	8	610	11				
Butylbenzylfталат	-	9	-	-	-	-	-	70	2	2	3				
Di(2-etylhexyl)-fталат (DEHP)	20	21	6	16	31	18	9	530	7	8	35				+
Metyl,2-etylhexyl-fталат								-	5	1	-				
Hexyl(2-etylhexyl)fталат															+
Dioktylfталат	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	1				
<i>Övriga föreningar</i>															
Di(3,5,5-trimetylhexyl)eter															
Propansyra,2-metyl-3-hydroxy-2,4,4-trimetylpentyl ester															+
1H-indole															+
Elementärt svavel S ₈	+++	+++	-	+++	+	-	+++	-	+	-	+++	+	+	+	

- Anger att föreningen har analyserats men ej detekterats

+ Anger att föreningen har detekterats men ej kvantifierats

+++ Anger riklig, men ej kvantifierad förekomst

Föreningen metyl,2-etylhexylfталат kan härledas till mono(2-etylhexyl)ftalsyra vilket är den nedbrytningsprodukten av DEHP (Eilertsson 1997) som metylförestrats vid reaktion med diazometan (muntligt, Mikael Remberger IVL).

Bakgrundshalt

Recipient

I tabell Bilaga 6.1 presenteras ”vanligt förekommande bakgrundshalter” såsom det anges i STORK-projektets rapport (Naturvårdsverket 1996).

Tabell Bilaga 6.1 ”Vanligt förekommande bakgrundshalt”
(Naturvårdsverket 1996). Enheten är mg/l.

”Vanligt förekommande bakgrundshalt”	
COD _{Cr}	10
BOD ₇	4
TOC	5
DOC	5
AOX	0,05
Suspenderat material	1,5
N-total	0,3
P-total	0,0075

Författarna till STORK-projektet anger att utspädning i recipient vid fullständig inblandning ofta är minst 20 gånger. Därför antas i normalfallet att den maximala halten förorening i avloppsvattnet kan uppgå till 20 gånger naturlig bakgrundshalt, gällande riktvärde eller skattad ”säker” effektnivå.

Jordskorpan

Tabell Bilaga 6.2 Halterna i jordskorpan avser den kontinentala jordskorpan enligt Sternbeck och Östlund (1999). Enheten är mg/kg TS.

Metaller och andra grundämnen	Jordskorpan
Ag	0,07
As	1,7
Ba	580
Bi	0,085
Ca	39 000
Cd	0,10
Cr	120
Cu	25
Ga	15
Ge	1,4
Hg	0,04
In	0,05
Li	18
Pb	15
Pd	0,0004
Pt	0,0004
Rh	0,00006
Sb	0,3
Se	0,12
Te	0,005
Tl	0,52
Zn	65

Gräns- och riktvärden

Förorenad mark

Naturvårdsverket har sammanställt bedömningsgrunder för förorenad mark baserade på effekter och koncentrationer av förekommande ämnen (Naturvårdsverket, 1999a). I begreppet förorenad mark inkluderar Naturvårdsverket avfallsupplag. Sammanställningen finns presenterad i Tabell Bilaga 7.1 och presenteras som fyra olika tillstånd. Det lägsta intervallet utgör ett tillstånd där inga kända (negativa) effekter föreligger på miljö och hälsa. De därpå följande indelningarna beskriver successivt allt större effekter. Naturvårdsverket anger också riktvärden för förorenad mark. Med riktvärden för förorenad mark avses halter under vilka negativa effekter på människa eller miljö inte anses kunna riskeras, vare sig på kort eller lång sikt. Riktvärden utgör gränsen mellan ”mindre allvarligt” och ”måttligt allvarligt” i Tabell Bilaga 7.1. Naturvårdsverkets anger också att om svenska riktvärden inte finns att tillgå kan riktvärden från andra länder användas.

Tabell Bilaga 7.1 Bedömningsgrunder för förorenad mark baserade på effekter och koncentrationer av förekommande ämnen (Naturvårdsverket 1999a). Enheten är mg/kg TS där ej annat anges.

Ämne	Mindre allvarlig	Måttligt allvarlig	Allvarlig	Mycket allvarlig
<i>Metaller</i>				
Arsenik	<15	15-45	45-150	>150
Bly	<80	80-240	240-800	>800
Kadmium	<0,4	0,4-1,2	1,2-4	>4
Kobolt	<30	30-90	90-300	<300
Koppar	<100	100-300	300-1000	>1000
Krom (om krom (VI) ej förekommer)	<120	120-360	360-1200	>1200
Krom (VI)	<5	5-15	15-50	>50
Kvicksilver	<1	1-3	3-10	>10
Nickel	<35	35-105	105-350	>350
Vanadin	<120	120-360	360-1200	>1200
Zink	<350	350-1050	1050-3500	>3500
<i>Metallorganiska föreningar</i>				
Tetraetylbly	-	-	-	>0,001
<i>Organiska föreningar</i>				
Diklormetan	<0,1	0,1-0,3	0,3-1	>1
Triklormetan (kloroform)	<2	2-6	6-20	>20
Tetraklormetan (koltetraklorid)	<0,1	0,1-0,3	0,3-1	>1
1,2-Dibrometan	-	-	-	>0,004
Dibromklormetan	<2	2-6	6-20	>20

Tabell Bilaga 7.1 (forts.)

Ämne	Mindre allvarlig	Måttligt allvarlig	Allvarlig	Mycket allvarlig
<i>Organiska föreningar (forts.)</i>				
Bromdiklormetan	<0,5	0,5-1,5	1,5-5	>5
1,2-Dikloretan	<0,05	0,05-0,15	0,15-0,5	>0,5
1,1,1-Trikloretan	<40	40-120	120-400	>400
Trikloretan	<5	5-15	15-50	>50
Tetrakloretan	<3	3-9	9-30	>30
Summa alifater C5 – C16	<100	100-300	300-1000	>1000
Summa alifater C16—C35	<100	100-300	300-1000	>1000
Bensen	<0,06	0,06-0,18	0,18-0,6	>0,6
Toluen	<10	10-30	30-100	>100
Etylbensen	<12	12-36	36-120	>120
Xylen	<15	15-45	45-150	>150
Summa toluen, etylbensen och xylen	<10	10-30	30-100	>100
2,4-Dinitrotoluen	<0,5	0,5-1,5	1,5-5	>5
Cancerogena PAH	<0,3	0,3-0,9	0,9-3	>3
Övriga PAH	<20	20-60	60-200	>200
Fenol och kresol	<4	4-12	12-40	<40
Summa klorfenol utom pentaklorfenol	<2	2-6	6-20	>20
Pentaklorfenol	<0,1	0,1-0,3	0,3-1	>1
Summa mono- och diklorbensen	<15	15-45	45-150	>150
Summa tri-, tetra-, och pentaklorbensen	<1	1-3	3-10	>10
Hexaklorbensen	<0,05	0,05-0,15	0,15-0,5	>0,5
Summa aromater C8 – C10	<40	40-120	120-400	>400
Summa aromater C10 - C35	<20	20-60	60-200	>200
PCB totalt	<0,02	0,02-0,06	0,06-0,2	>0,2
Dioxin, furan, plana PCB beräknat som TCDD ekvivalenter, ng/kg TS	<10	10-30	30-100	>100
MTBE	<6	6-18	18-60	>60
<i>Övriga</i>				
Cyanid (om lättillgänglig cyanid ej förekommer)	<30	30-90	90-300	>300
Cyanid lättillgänglig	<1	1-3	3-10	>10

Förorenat ytvatten

Naturvårdsverket har sammanställt bedömningsgrunder för förorenat ytvatten baserade på effekter och koncentrationer av förekommande ämnen (Naturvårdsverket 1999a och Naturvårdsverket 1999b). En sammanställning avser bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag och finns presenterad i Tabell Bilaga 7.2. I tabellen utgör gränsen mellan

”mindre allvarlig” och ”allvarlig” en nivå som ger ökade risker för biologiska effekter. För förorenade ytvatten finns inga riktvärden i Sverige.

Tabell Bilaga 7.2 Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag baserade på effekter och koncentrationer av förekommande ämnen (Naturvårdsverket 1999a och b). Enheten är µg/l.

Ämne	Mindre allvarlig	Måttligt allvarlig	Allvarlig	Mycket allvarlig
Metaller				
Arsenik	<15	15-45	45-150	>150
Bly	<3	3-10	10-30	>30
Kadmium	<0,3	0,3-1	1-3	>3
Koppar	<9	9-30	30-90	>90
Krom	<15	15-45	45-150	>150
Nickel	<45	45-140	140-450	>450
Zink	<60	60-180	180-600	>600

Ytterligare en sammanställning presenteras av Naturvårdsverket, denna anger vattenkvalitetskriterier utarbetade i Kanada för att skydda akvatiskt liv (Tabell Bilaga 7.3). Gränsen mellan ”mindre allvarlig” och ”allvarlig” utgörs av Kanadensiska vattenkvalitetskriteriet.

Tabell Bilaga 7.3 Vattenkvalitetskriterier utarbetade i Kanada för att skydda akvatiskt liv. Enheten är µg/l.

Ämne	Mindre allvarlig	Måttligt allvarlig	Allvarlig	Mycket allvarlig
Metaller				
Arsenik	<50	50-150	150-500	>500
Bly	<1	1-3	3-10	>10
Kadmium	<0,01	0,01-0,03	0,03-0,1	>0,1
Koppar	<4	4-12	12-40	>40
Krom (III)	<20	20-60	60-200	>200
Kvicksilver	<0,1	0,1-0,3	0,3-1	>1
Nickel	<150	150-450	450-1500	>1500
Zink	<30	30-90	90-300	>300
Organiska föreningar				
Triklormetan (kloroform)	<2	2-6	6-20	>20
Tetraklormetan (koltetraklorid)	<13	13-39	39-130	>130
1,2-Dikloretan	<100	100-300	300-1 000	>1 000
Trikloretan (trikloretylen)	<20	20-60	60-200	>200
Tetrakloretan (tetrakloretylen)	<110	110-330	330-1100	>1100
Opolära alifatiska kolväten	<100	100-300	300-1 000	>1 000
Bensen	<300	300-900	900-3 000	> 3000
Toluen	<2	2-6	6-20	>20
Etylbensen	<90	90-270	270-900	>900
Fenol	<1	1-3	3-10	>10
Kresol	<1	1-3	3-10	>10
Monoklorfenol	<7	7-21	21-70	>70
Diklorfenol	<0,2	0,2-0,6	0,6-2	>2
Pentaklorfenol	<0,5	0,5-1,5	1,5-5	>5

Tabell Bilaga 7.3 forts

Ämne	Mindre allvarlig	Måttligt allvarlig	Allvarlig	Mycket allvarlig
Monoklorbensen	<15	15-45	45-150	>150
1,2-Diklorbensen	<2,5	2,5-7,5	7,5-25	>25
1,4-Diklorbensen	<4	4-12	12-40	>40
Triklorbensen	<0,5	0,5-1,5	1,5-5	>5
Tetraklorbensen	<0,15	0,15-0,45	0,45-1,5	>1,5
Pentaklorbensen	<0,03	0,03-0,09	0,09-0,3	>0,3
Hexaklorbensen	<0,0065	0,0065-0,0195	0,0195-0,065	>0,065
PCB totalt	<0,001	0,001-0,003	0,003-0,01	>0,01
MTBE	<700	700-2 100	2 100-7 000	>7 000
Övriga föreningar				
Cyanid fri	<5	5-15	15-50	>50

Vidare har Naturvårdsverket sammanställt bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag som verktyg vid bedömning av vattens tillstånd Tabell Bilaga 7.4 (Naturvårdsverket 1999b).

Tabell Bilaga 7.4 Tillståndsklassning av sjöar (Naturvårdsverket 1999b). Värdena för metaller avser sjöar och vattendrag.

Parameter	Mycket låg halt	Låg halt	Måttligt hög halt	Hög halt	Mycket hög halt	Extremt hög halt
Koppar*, µg/l	≤0,5	0,5-3	3-9	9-45	>45	
Zink, µg/l	≤5	5-20	20-60	60-300	>300	
Kadmium, µg/l	≤0,01	0,01-0,1	0,1-0,3	0,3-1,5	>1,5	
Bly, µg/l	≤0,2	0,2-1	1-3	3-15	>15	
Krom, µg/l	≤0,3	0,3-5	5-15	15-75	>75	
Nickel, µg/l	≤0,7	0,7-15	15-45	45-225	>225	
Arsenik, µg/l	≤0,4	0,4-5	5-15	15-75	>75	
TOC el. COD _{Mn} ***, mg/l	≥4	4-8	8-12	12-16	>16	
Totalfosfor, µg/l						
maj - oktober		≤ 12,5	12,5-25	25-50	50-100	>100
augusti		≤ 12,5	12,5-23	23-45	45-96	
Totalkväve, µg/l						
maj - oktober		≤ 300	300-625	625-1250	1250-5000	>5000
	Kväve-överskott	Kväve-fosfor balans	Måttligt kväve-underskott	Stort kväve-underskott	Extremt kväve-underskott	
Totalkväve / Totalfosfor	≥ 30	15-30	10-15	5-10	<5	

* Värdena för koppar gäller mindre sjöar och vattendrag, för större vattendrag är bakgrundsvärdena ofta högre.

** Organiskt material mäts som TOC eller COD_{Mn} och avser materialets syretärande förmåga.

Naturvårdsverket har också sammanställt bedömningsgrunder för sjöar och vattendrags sediment (Naturvårdsverket 1999b). En sammanställning av detta presenteras i Tabell Bilaga 7.5.

Tabell Bilaga 7.5 Tillståndsklassning av sjöar och vattendrags sediment (Naturvårdsverket 1999b).
Enheten är mg/kg TS.

Parameter	Mycket låg halt	Låg halt	Måttligt hög halt	Hög halt	Mycket hög halt
Koppar	≤15	15-25	25-100	100-500	>500
Zink	≤150	150-300	300-1000	1000-5000	>5000
Kadmium	≤0,8	0,8-2	2-7	7-35	>35
Bly	≤50	50-150	150-400	400-2000	>2000
Kvicksilver	≤0,15	0,15-0,3	0,3-1,0	1,0-5	>5
Krom	≤10	10-20	20-100	100-500	>500
Nickel	≤5	5-15	15-50	50-250	>250
Arsenik	≤5	5-10	10-30	30-150	>150

Grund- och dricksvatten

Naturvårdsverket har sammanställt bedömningsgrunder för förorenat grundvatten baserade på effekter och koncentrationer av förekommande ämnen (Naturvårdsverket 1999a). En sammanställning avser förorening av grundvatten från bensinstationer och finns presenterad i Tabell Bilaga 7.6. Naturvårdsverket anger också riktvärden i sammanställningen, dvs koncentrationer under vilka negativa effekter på människa eller miljö inte anses kunna riskeras, vare sig på kort eller lång sikt. Riktvärden utgör gränsen mellan ”mindre allvarligt” och ”måttligt allvarligt” i Tabell Bilaga 7.6.

Tabell Bilaga 7.6 Bedömningsgrunder för förorenat grundvatten baserade på effekter och koncentrationer av förekommande ämnen (Naturvårdsverket 1999a). Sammanställning avser förorening av grundvatten från bensinstationer. Enheten är µg/l.

Ämne	Mindre allvarlig	Måttligt allvarlig	Allvarlig	Mycket allvarlig
Metaller				
Bly	<10	10-30	30-100	>100
Organiska föreningar				
Opolära alifatiska kolväten	<100	100-300	300-1000	>1000
Totalt extraherbara aromater	<100	100-300	300-1000	>1000
1,2-Dibrometan	<1	1-3	3-10	>10
1,2-Dikloretan	<30	30-90	90-300	>300
Bensen	<10	10-30	30-100	>100
Toluen	<60	60-180	180-600	>600
Etylbensen	<20	20-60	60-200	>200
Xylen	<20	20-60	60-200	>200
Cancerogena PAH	<0,2	0,2-0,6	0,6-2	>2
Övriga PAH	<10	10-30	30-100	>100
MTBE	<50	50-150	150-500	>500

Naturvårdsverket (1999a) presenterar ytterligare en sammanställning som avser bedömningsgrunder för förorenat dricksvatten baserade på hälsoeffekter och koncentrationer av förekommande ämnen (Tabell Bilaga 7.7). Naturvårdsverket anger också gränsvärden för ”otjänligt” eller ”tjänligt med anmärkning” i sammanställningen. Gränsvärdena utgör gränsen mellan ”mindre allvarlig” och ”allvarlig”. Naturvårdsverket anger vidare att där svenska gränsvärden saknas kan gränsvärden från andra länder, EU eller WHO användas förutsatt att dessa är relaterade till människors hälsa. I EU:s dricksvattendirektiv anges att gränsen för åtgärder gällande bekämpningsmedel är 0,1 µg/l för varje enskilt ämne och 0,5 µg/l för summan av bekämpningsmedel.

Tabell Bilaga 7.7 Sammanställning presenterad av Naturvårdsverket (1999a) som avser bedömningsgrunder för förorenat dricksvatten baserade på hälsoeffekter och koncentrationer av förekommande ämnen. Enhet µg/l.

Ämne	Mindre allvarlig	Måttligt allvarlig	Allvarlig	Mycket allvarlig
<i>Metaller</i>				
Antimon	<10	10-30	30-100	>100
Arsenik	<50	50-150	150-500	>500
Bly	<10	10-30	30-100	>100
Kadmium	<5	5-15	15-50	>50
Koppar	<2 000	2 000-6 000	6 000-20 000	>20 000
Krom	<50	50-150	150-500	>500
Kvicksilver	<1	1-3	3-10	>10
Nickel	<50	50-150	150-500	>500
Selen	<10	10-30	30-100	>100
Silver	<10	10-30	30-100	>100
<i>Övriga föreningar</i>				
Cyanid lättillgänglig	<50	50-150	150-500	>500

Vidare har Naturvårdsverket sammanställt bedömningsgrunder för grundvatten som verktyg vid bedömning av grundvattens tillstånd och om det är antropogent påverkat eller ej (Naturvårdsverket 1999c). Bedömningarna inkluderar; alkalinitet (risk för försurning), kväve (ej fosfor), salt (klorid ej fluorid), metaller, redox, bekämpningsmedel (men ej andra organiska miljögifter) och grundvattennivå. Orsaken till att organiska miljögifter (förutom bekämpningsmedel) utesluts är att kännedomen om dessa i grundvatten är knapphändig. Vissa bedömningar finns redovisade som tillståndsklasser i Tabell Bilaga 7.8. (Redoxvärdet har uteslutits eftersom den ställer stora krav på provtagning och bekämpningsmedel har uteslutits därför att metoden som riskklassningen är utförd med inte är relevant i detta sammanhang.)

Tabell Bilaga 7.8 Tillståndsklassning av grundvatten (Naturvårdsverket 1999c).

Parameter	Enhet	Mycket låg halt	Låg halt	Måttlig halt	Relativ hög halt	Hög halt	Mycket hög halt
Alkalinitet*, HCO ₃ ⁺	mg/l	<10 (pH < 6)	10-30 (pH 5,0-6,0)	30-60 (pH 5,5-7,5)		60-180 (pH>6,0)	≥180 (pH>6,5)
Nitrat, N-NO ₃ ⁻	mg/l	≤ 0,5	0,5-1	1-5		5-10	>10
Klorid, Cl ⁻	mg/l		≤ 20	20-50	50-100	100-300	>300
Kadmium	µg/l	≤ 0,05	0,05-0,1	0,1-1		1-5	>5
Zink	µg/l	≤5	5-20	20-300		300-1 000	>1 000
Bly	µg/l	≤0,2	0,2-1	1-3		3-10	>10
Arsenik	µg/l	≤1	1-5	5-10		10-50	>50

*Alkaliniteten mäts som koncentrationen av HCO₃⁺.

Hög till mycket hög halt alkalinitet - Tillräcklig alkalinitet för att även i framtiden bibehålla acceptabel pH-nivå.
Måttlig halt – Otillräcklig alkalinitet för att i framtiden ge en stabil och acceptabel pH-nivå i områden med hög deposition

Låg halt – Otillräcklig alkalinitet för att ge stabil och acceptabel pH-nivå

Mycket låg halt – Alkalinitet ger oacceptabel pH-nivå.

Avloppsslam

Naturvårdsverket har infört gränsvärden för vissa metaller och riktvärden för några organiska föreningar för användningen av slam på åkermark (Statistiska Centralbyrån 1995) Sammanställning finns i Tabell Bilaga 7.9. Gränsvärden är bindande och får i princip inte överskridas. Riktvärden är halter av föroreningar som bör underskridas för att uppehålla en god miljö.

Tabell Bilaga 7.9 Naturvårdsverkets sammanställning över gräns- och riktvärden för avloppsslam (Statistiska Centralbyrån 1995). Sammanställning avser förorening av avloppsslam från reningsverk. Enheten är mg/kg TS.

Ämne	mg/ kg TS
Metaller	Gränsvärde 1998
Bly	100
Kadmium	2
Koppar	600
Krom	100
Kvicksilver	2,5
Nickel	50
Zink	800
Organiska föreningar	Riktvärde 1997
Nonylfenol	50
Toluen	5
PAH	3
PCB	0,4

Jämförelse med enskilda föreningars farlighet

Kemikalieinspektionen har presenterat ”Föreskrifter om klassificering och märkning av kemiska produkter” vilken inkluderar cirka 2200 ämnen (Kemikalieinspektionen 1994), utifrån denna har Naturvårdsverket gjort en indelning av vissa ämnens, produkters och blandningars farlighet (Tabell Bilaga 8.1).

Tabell Bilaga 8.1 Naturvårdsverkets indelning av vissa ämnens, produkters och blandningars farlighet (Naturvårdsverket 1999a).

Låg	Måttlig	Hög	Mycket hög
Enskilda föreningar			
Järn	Aluminium	Kobolt	Arsenik
Kalcium	Zink	Koppar	Bly
Magnesium		Krom, ej krom (VI)	Kadmium
Mangan		Nickel	Kvicksilver
		Vanadin	Krom (VI)
		Ammoniak	Natrium (i metallform)
		Formaldehyd	Bensen
		Styren	Cyanid
		Väteperoxid	Tetrakloreten
			Trikloretan
			Trikloretan
Ämnesgrupper			
		Aromatiska kolväten	Polycykliska kolväten (PAH)
		Fenoler	Dioxiner
		Koncentrerade syror	Klorbensener
		Koncentrerade baser	Klorfenoler
		Lösningsmedel	Klorerade lösningsmedel
			Organiska klorföreningar
			PCB
Produkter o dyl.			
Papper	Metallskrot	Glykol	Gammal kreosot
Trä	Träfiber	Oljeaska	Stenkolstjära
	Bark	Petroleumprodukter	Bekämpningsmedel
		Flygbränsle	
		Eldningsolja	
		Spillolja	
		Smörolja	
		Färger	
		Skärvätskor	
		Bensin	
		Diesel	
		Trätjära	

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL är ett oberoende och fristående forskningsinstitut som ägs av staten och näringslivet. Vi erbjuder en helhetssyn, objektivitet och tvärvetenskap för sammansatta miljöfrågor och är en trovärdig partner i miljöarbetet.

IVLs mål är att ta fram vetenskapligt baserade beslutsunderlag åt näringsliv och myndigheter i deras arbete för ett bärkraftigt samhälle.

IVLs affärsidé är att genom forskning och uppdrag snabbt förse samhället med ny kunskap i arbetet för en bättre miljö.

Forsknings- och utvecklingsprojekt publiceras i

IVL Rapport: IVLs publikationsserie (B-serie).

IVL Nyheter: Nyheter om pågående projekt på den nationella och internationella marknaden.

IVL Fakta: Referat av forskningsrapporter och projekt.

IVLs hemsida: www.ivl.se

Forskning och utveckling som publiceras utanför IVLs publikationsserie registreras i IVLs A-serie.

Resultat redovisas även vid seminarier, föreläsningar och konferenser.



IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Box 210 60, SE-100 31 Stockholm
Hälsingegatan 43, Stockholm
Tel: +46 8 598 563 00
Fax: +46 8 598 563 90

IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd

Box 470 86, SE-402 58 Göteborg
Dagjämningsgatan 1, Göteborg
Tel: +46 31 725 62 00
Fax: +46 31 725 62 90

Aneboda, SE-360 30 Lammhult
Aneboda, Lammhult
Tel: +46 472 26 20 75
Fax: +46 472 26 20 04