



rappport

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Kemisk karakterisering av lakvatten från Lindbodarnas avfallsupplag i Leksand

Delrapport 2



Cecilia Öman
B 1395
Stockholm, Maj 2001



Organisation/Organization IVL Svenska Miljöinstitutet AB IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.	RAPPORTSAMMANFATTNING
Adress/address Box 210 60 100 31 Stockholm	Projekttitel/Project title Karakterisering av lakvatten från Lindbodarnas avfallsupplag i Leksand
Telefonnr 08-598 563 00	Anslagsgivare för projektet Leksand Vatten AB
Rapportförfattare Cecilia Öman	
Rapportens titel och undertitel Kemisk karakterisering av lakvatten från Lindbodarnas avfallsupplag i Leksand. Delrapport 2.	
Sammanfattning Föreliggande studie initierades av att skador på fisk i sjön Molnbyggen nära Leksand hade observerats och att lakvatten från Lindbodarnas avfallsupplag misstänktes ha förorenat sjön. Studien syftade till att karakterisera lakvatten från Lindbodarnas avfallsupplag och ca 400 parametrar bestämdes. Resultaten bekräftade tidigare resultat som har visat att lakvat- ten innehåller ett stort antal miljöfarliga komponenter. Följande ämnen och ämnesgrupper som kan utgöra miljörisker uppmättes: bensen och alkylerade bensener, alkylerade fenoler, polyaromatiska föreningar, di-(2-etylhexyl)ftalat, klorerade bensener, klorerade fenoler, PCB, klorerade dioxiner och furaner, bromerade flamskyddsmedel, cyanid, fenoxisyror, dietyltoluamid, bentazon p,p'-DDD, p,p'-DDE, metylkvicksilver, tennorganiska föreningar, metaller och andra element. Vidare förelåg stora mängder kolväten som en ytfilm och i sedimentet i lakvattendammen. Resultaten gav en mycket detaljerad bild av den kemiska sammansättningen av lakvattnet från Lindbodarnas avfallsupplag. Detta utgör ett mycket viktigt underlag för fortsatt forskning kring kemiska ämnens påverkan på omgivande natur. Trots det var det med dagens kunskap inte möjligt att säkerställa ett samband mellan de skador som uppmätts hos fisk i sjön Molnbyggen och utsläpp av ämnen från Lindbodarnas avfallsupplag.	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren /Keywords Lakvatten, sediment, karakterisering, Lindbodarnas avfallsupplag, sjön Molnbyggen, Leksand	
Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data IVL Rapport/report B 1395	
Beställningsadress för rapporten/Ordering address IVL, Publikationsservice, Box 21060, S-100 31 Stockholm fax: 08-598 563 90, e-post: publicationservice@ivl.se	

Sammanfattning

Föreliggande studie initierades av att skador på fisk i sjön Molnbyggen nära Leksand hade observerats och att lakvatten från Lindbodarnas avfallsupplag misstänktes ha förorenat sjön. Studien syftade till att karakterisera lakvatten från Lindbodarnas avfallsupplag. Föreliggande rapport utgör en andra delrapport och inkluderar parametrar som analyseras mer sällan i lakvatten enligt en tidigare utvecklad metodik. Den första delrapporten inkluderade karakterisering av parametrar som enligt metodiken inleder ett karakteriseringsprogram.

Provtagningen genomfördes enligt tidigare utvecklad metodik och inkluderade lakvatten samt partiklar som transporteras med lakvatten (lakvattensediment). Totalt inkluderades bestämning av allmänkarakteriserande parametrar (21 st), metaller och andra grundämnen (33 st), metallorganiska föreningar (9 st), organiska summaparametrar (14 st), organiska föreningar (254 st), preliminär identifiering av ytterligare föreningar (vilket genererade ytterligare ca 53 föreningar), toxicitetstesten Microtox samt undersökning av gentoxicitet. Därmed har ca 400 parametrar bestämts i lakvattnet från Lindbodarnas avfallsupplag.

Resultaten bekräftade tidigare resultat som har visat att lakvatten innehåller ett stort antal miljöfarliga komponenter. Följande ämnen och ämnesgrupper som kan utgöra miljörisker uppmättes: bensen och alkylerade bensener, alkylerade fenoler, polyaromatiska föreningar, di-(2-etylhexyl)ftalat, klorerade bensener, klorerade fenoler, PCB, klorerade dioxiner och furaner, bromerade flamskyddsmedel, cyanid, fenoxysyror, diethyltoluamid, bentazon p,p'-DDD, p,p'-DDE, metylkvicksilver, tennorganiska föreningar, metaller och andra element. Följande av de uppmätta föreningarna har tidigare visat sig ge hormonella effekter: alkylfenoler, PCB, 2,3,7,8-TCDF, tetrabrombisfenol-A, p,p'-DDE, och tributyltenn. Av dessa har p,p'-DDE och tributyltenn visat androgena effekter. Vidare har preliminära identifieringar gjorts av växtsteroler samt bisfenol-A som också tidigare visat hormonella effekter.

Vidare förelåg stora mängder alifater (C22 - C34) som en ytfilm i lakvattendammen. Dessutom var halten av alifater (C5 - C16) och aromater (C8 - C10 samt C10-C35) i sedimentet från lakvattendammen mer än 10 ggr högre än riktvärdet för förorenad mark. Halterna av kolväten som uppmätts i sedimentet i lakvattendammen skulle av Naturvårdsverket klassificeras som "mycket allvarliga" om de hade uppmätts i förorenad mark och enbart härstammat från petroleumprodukter.

Följande ämnen och ämnesgrupper identifierades preliminärt: karboxylsyror, alkaner, alkylerade naftalener och alkylerade fenantrener, alkylerade fenoler, ftalater (utgörs eventuellt av kontaminering under analysen), trialkylfosfater, phosphotox el. fosatox-E

(alkylerad fosfat), terpenoider (mono- och sesquiterpener), N-butyl-bensensulfonamid, hydroxi-bensotiazolon, fytol, β -sitosterol och andra växtsteroler eller hopaner, dehydro-abietinsyra och elementärt svavel.

Resultaten gav en mycket detaljerad bild av den kemiska sammansättningen av lakvatten från Lindbodarnas avfallsupplag. Detta utgör ett mycket viktigt underlag för fortsatt forskning kring kemiska ämnens påverkan på omgivande natur. Trots det var det med dagens kunskap inte möjligt att säkerställa ett samband mellan de skador som uppmätts hos fisk i sjön Molnbyggen och utsläpp av ämnen från Lindbodarnas avfallsupplag. Därmed är det av största vikt att karakterisera andra lakvatten med avseende på miljöstörande föreningar som uppmätts i föreliggande studie. Framtida karakteriseringar bör delvis fokuseras på förekomst av ämnen med hormonpåverkande effekter. Det är också av största vikt att förklara hormonella störningar som observerats i fält där flera kemiska och icke-kemiska stressfaktorer kan utgöra orsaken, antingen enskilt eller i samverkan.

Förord

Föreliggande projekt har initierats av Naturvårdsverket, Leksands kommun, Leksand Vatten AB och IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Projektet har utförts av IVL Svenska Miljöinstitutet AB på uppdrag av Leksand Vatten AB. Projektledare har varit Cecilia Öman från IVL.

Karakterisering av lakvattnet utfördes enligt en tidigare utvecklad metodik (Öman et al 2000). En första lakvattenkarakterisering genomfördes den 8 juni 1999 (Öman 1999). I den tidigare och i föreliggande studie inkluderades bestämning av allmänkarakteriserande parametrar, metaller och andra grundämnen, metallorganiska föreningar, organiska summaparametrar, organiska föreningar, toxicitetstest enligt Microtoxmetoden samt undersökning av gentoxicitet. Ytterligare toxicitetstester uteslöts ur karakteriseringsprogrammet. Bestämning av lakvattnets toxicitet utfördes av Göteborgs Universitet (Dave och Nilsson 2000).

Författaren vill tacka flera personer som på ett förtjänstfullt sätt har bidragit till projektet: Marianne Malmberg och Camilla Wolf-Watz (IVL) för planering av provtagning, Josefine Sjöblom och Christian Junestedt (IVL) för medverkan vid provtagning, Kerstin Hommerberg och Krister Larson (IVL) för analys av allmänkarakteriserande parametrar och Marie-Louise Nilsson (SLU) för analys av klorparaffiner.

Innehållsförteckning

1. Bakgrund	5
1.1 Effekter på fisk i Molnbyggen och andra sjöar	5
1.2 Påverkan på könshormoner	6
1.3 Toxicitet hos lakvatten från Lindbodarna	8
1.4 Miljöbesiktning av Lindbodarnas avfallsupplag	8
1.5 Tidigare lakvattenkarakterisering	9
1.6 Syfte med föreliggande studie	10
2. Metod	10
2.1 Karakteriseringens och provtagningens omfattning	10
2.2 Manuell provtagning vid ett tillfälle	11
2.2.1 Provtagningskärl	11
2.2.2 Provtagningsmetod	11
2.3 Passiv provtagning	11
2.3.1 Provtagningsmetod	12
2.4 Provtagningsplatser	12
2.5 Analys	12
2.5.1 Analyserade parametrar	12
2.5.2 Analyserande laboratorier	14
2.5.3 Analysmetoder	14
2.6 Jämförelse med nederbörd och snösmältning	15
3. Resultat	15
3.1 Kemiska analyser efter manuell provtagning	15
3.2 Kemiska analyser efter passiv provtagning	17
4. Utvärdering av resultat	17
4.1 Jämförelse mellan olika provtagningar vid Lindbodarna	17
4.2 Allmän karakterisering	18
4.3 Organiska summaparametrar	20
4.4 Organiska föreningar	22
4.5 Blyorganiska föreningar	27
4.6 Metaller	27
4.7 Toxicitet	27
5. Sammanställning av resultat från två studier	28
6. Ämnen med hormonella effekter	29
7. Diskussion	30
8. Slutsatser	30
9. Fortsatt forskning	32
10. Referenser	33
Bilaga 1. Resultat från analys av lakvatten och lakvattensediment	35

1. Bakgrund

Deponin Lindbodarna ligger sydväst om Leksand, cirka 25 mil norr om Stockholm. Deponin anlades i slutet av 1970-talet och togs i drift 1981. Sjön Molnbyggen ligger nedströms Lindbodarna. Deponin och Molnbyggen finns noggrannare beskrivna i bl a Öman (1999). Molnbyggen är 3 km lång och 2 km bred. Max djupet är 20 m och medel djupet 8 m . Omsättningstiden är 2 år (teoretiskt). Molnbyggen ligger i ett gammalt gruvområde. I området ligger också Styrnsjön, som ej är lokaliserad nedströms Molnbyggen men som tillhör samma delavrinningsområde.

1.1 Effekter på fisk i Molnbyggen och andra sjöar

1993 rapporterade befolkningen att fiskarna i sjön Molnbyggen hade sårskador och att fiskarna var loja. Några år senare rapporterades förändringar hos fisk och vitmärsla i sjön av ITM (Noaksson et al 1997, Naturvårdsverket 1999a). Studier av ett 20-tal biomarkörer på abborre från Molnbyggen och Djursjön har visat en svag sänkt konditionsfaktor men en ökad tillväxt hos honor från Molnbyggen. Dessutom iaktogs en sänkning av glukos i blodet, en ökning av katalas samt en liten men signifikant ökning av glutathion-S-transferas. ITM gjorde utifrån resultaten bedömningen att det inte förekom ett generellt stort läckage från deponiområdet ned i sjön. Hos fiskarna i Molnbyggen har ITM också detekterat en hög frekvens av fenskador och öppna kraterliknande sår med svampinfektion runt sårkanterna (Naturvårdsverket 1999a). Cirka 40 procent av abborrarna i sjön hade skador. Normalt uppvisar 0,3 % av abborrar i kontrollsjöar dessa typer av skador. Även 8-10 % av mörtarna var drabbad av sårskador. Dessutom har ITM funnit att abborrhonor i Molnbyggen utvecklar onormalt små gonader (romsäckar). Signifika skillnader har visats vid jämförelser med Djursjön från studier av fisk insamlade 1997. I Djursjön hade 95 procent av abborrhonorna gonader som möjliggjorde reproduktion kommande vår, i Molnbyggen hade 75 procent av honorna gonader som möjliggjorde reproduktion. Nedsättning i gonadernas utveckling, men i mindre omfattning har upptäckts även hos mört, lake, gädda och bäcköring. Även minskning av spermiesäckar hos hanar har konstaterats. ITM har även visat att sediment från Molnbyggen ger störningar i könsorganen och försenad gonadutveckling hos vitmärsla (*Monoporeia*). Exponering under kort tid ger kraftiga effekter. Effekterna på vitmärsla är i princip samma som på fisken i Molnbyggen. Vidare har ITM visat att enzymet aromatas var hämmat i hjärnan hos honabborrarna från Molnbyggen, framförallt hos dem som inte hade utvecklat gonader normalt. Resultaten var liknande för mört men inte lika signifikanta. Fisken i Molnbyggen visar också en reducerad halt av östradiol och en reducerad halt av testosteron.

Vidare bedömdes fiskstatusen i fem sjöar som utgör recipienter till avfallsupplag (Appelberg et al. 1999). Fisksamhällena i två av de fem provfiskade sjöarna (Hulesjön i Falköpings kommun och Bergsjön i Sollefteå kommun) avvek kraftigt från det förväntade. Båda sjöarna uppvisade gravt utarmade fisksamhällen med få arter och individer. Båda dessa sjöar klassificerades i klass 5 (mycket stor avvikelse från förväntat värde) enligt Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Fisksamhällena i två ytterligare sjöar (Funbodasjön vid Uppsala och Gysjön vid Eksjö) visade tecken på förhöjd närsaltsbelastning och indikationer på att det kan föreligga perioder med låg syrgashalt. Båda sjöarna klassades enligt Bedömningsgrunderna som klass 2 (måttlig avvikelse från förväntat). Fisksamhället i den femte provfiskade sjön (Molnbyggen i Leksand kommun) visade inga tydliga tecken på avvikelser från det förväntade och klassades enligt Bedömningsgrunderna i klass 1 (ingen eller obetydlig avvikelse).

Trots att Appelberg et al. (1999) inte fann avvikelser från det förväntade i Molnbyggen anger de att det fanns indikationer på att sjöns abborrpopulation kan ha varit, eller fortfarande är, påverkad av miljöföroreningar. Ett begränsat antal individer uppvisade yttre skador, samtidigt som äldre individer saknades i fångsten. Ett fåtal individer med yttre skador noterades också på abborren i Gysjön, vars bestånd i huvudsak bestod av yngre individer. Orsaken till de noterade avvikelserna kan inte med säkerhet klarläggas. I flera av sjöarna finns flera tänkbara föroreningskällor som kan vara bidragande till avvikelserna. I rapporten anges också att undersökningen endast ger en ögonblicksbild.

1.2 Påverkan på könshormoner

Skador som ITM har rapporterat hos fisk enligt Noaksson et al (1997) och Naturvårdsverket (1999a) inkluderade en svag sänkt konditionsfaktor men en ökad tillväxt hos honor från Molnbyggen, en sänkning av glukos i blodet, en ökning av katalas samt en liten men signifikant ökning av glutathion-S-transferas, en hög frekvens av fenskador och öppna kraterliknande sår med svampinfektion runt sårkanterna, nedsättning i gonadernas utveckling, hämning av enzymet aromatas i hjärnan, minskning av spermiesäckar hos hanar, reducerad halt av östradiol och en reducerad halt av testosteron. ITM har även visat att sediment från Molnbyggen ger störningar i könsorganen och försenad gonadutveckling hos vitmärta (*Monoporeia*). Därmed indikerade studierna att det fanns hormonella (endokrina) störningar hos fisk i sjön Molnbyggen. Det finns tidigare publicerade resultat som visar att miljögifter kan åstadkomma hormonella effekter genom att störa produktionen eller transporten av hormoner eller genom att verka på samma sätt som kroppens egna hormoner (Naturvårdsverket 1998, U.S.EPA 1997). Detta inkluderar både av människor framställda ämnen (xenobiotiska ämnen) och ämnen som förekommer naturligt i växter så som fytoöstrogener.

Bland de honliga könshormonerna spelar östrogenerna en huvudroll. Till androgenerna, dvs de hanliga könshormonerna, hör bl a testosteronerna. Främmande ämnen som åstadkommer en förhöjd östrogenverkan kallas östrogena. Organiska föroreningar som tidigare har visat östrogen verkan är bl a alkylfenoler, eventuellt PAH, di-n-butylftalat, butylbensylftalat, nonylfenol, nonylfenoletoxylat, oktylfenoletoxylat, o,p'-DDT, p,p'-DDE, klordan, vissa PPB och PCB, bisfenol-A, 17 β -östradiol, dihydrotetosteron (DHT), fluamid och dietylstilböstrol (DES). (Nordic Council of Ministers 1996, Naturvårdsverket 1998 och Sohoni och Sumpter 1998). Flera av dessa ämnen innehåller en fenolgrupp och liknar i det avseendet de naturliga östrogenerna. Ett ämne som reducerar de naturliga östrogenernas verkan betecknas som antiöstrogen. Exempel på miljöföroreningar med antiöstrogena effekter verkar vara o,p'-DDT, p,p'-DDE, lindan, hydroxitamoxifen och dioxinlika ämnen (Sohoni och Sumpter 1998, Naturvårdsverket 1998).

Ett ämne med androgena effekter är tributyltenn. Hos bl a snäckhonor hämmar detta ämne omvandlingen av testosteron till östrogen och försvårar dessutom eliminering av testosteron genom utsöndring. Honorna får därmed onormalt höga testosteronhalter (Naturvårdsverket 1998). Andra ämnen med androgen effekt är 17 beta-östradiol, dihydrotetosteron (DHT), hydroxitamoxifen, nonylfenol, vinclozolin, p,p'-DDE och dietylstilböstrol (DES) (Sohoni och Sumpter 1998). Ämne med antiandrogen verkan är t ex hydroxitamoxifen, fluamid, bisfenol A, butylbensylftalat, vinclozolin, o,p'-DDT, p,p'-DDE och dioxinlika ämnen (Naturvårdsverket 1998 och Sohoni och Sumpter 1998).

U.S. EPA (1997) anger att följande av människor tillverkade föreningar kan ha skadlig endokrin effekt på akvatiska organismer och vilda djur; alkylfenoler, bisfenol-A, 2,3,7,8-TCDD, 2,3,7,8-TCDF, PCB och vissa bekämpningsmedel. Vidare anges alkylfenolpolyetoxylater från ytaktiva ämnen och tvättmedel samt etynylöstradiol från läkemedel. Som exempel på alkylfenol med skadlig endokrin effekt anges nonylfenol, och som exempel på bekämpningsmedel anges alachlor, DDT, dicofol, metoxyklor, klordan m fl. Vidare anger EPA (1997) fytoöstrogener som förekommer naturligt i växter och som kan ha skadlig endokrin påverkan. Identifierade specifika föreningar är coumestrol, formononetin, daidzein, biochanin A och genistein. Växtsteroler i avlopp från pappersmassaindustrier kan ha varit orsak till maskuliniseringseffekter som har observerats i fisk nedströms en pappersmassaindustri (Davis and Bartone 1992). Vissa fytoöstrogener (t ex naringenin) kan vara både östrogena och antiöstrogena.

U.S. Environmental Protection Agency (EPA) gjorde 1997 en bedömning av resultat från studier av endokrina störningar i miljön (U.S.EPA 1997). I rapporten anges att flera fältstudier har rapporterats som tydligt pekar på fysiologiska abnormaliteter hos ryggradslösa djur, fiskar, reptiler, fåglar och däggdjur. I vissa studier har ett samband observerats mellan abnormaliteterna och en minskande population. Vidare har flera studier korrelerat trender i ogynnsamma utvecklingar med koncentrationer i miljön av syntetiska och/eller naturligt förekommande endokrint modifierande kemikalier. Trots

detta görs bedömningen i EPAs studie att det i de flesta fall, på samma sätt som med alla okontrollerade fältstudier, är svårt att säkerställa ett samband mellan orsak och verkan. En utmaning för forskningen framöver enligt författarna är att förklara samband mellan orsak och effekt som observerats i fält där flera kemiska och icke-kemiska stressfaktorer kan utgöra orsaken, antingen enskilt eller i samverkan. Vidare krävs information om hur föreningar med skadliga endokrina effekter påverkar individer och populationer av t ex fisk i fält.

1.3 Toxicitet hos lakvatten från Lindbodarna

Akut och kronisk toxicitet hos lakvatten från Lindbodarnas avfallsupplag för kräftdjuret *Ceriodaphnia dubia* har tidigare studerats (Dave och Nilsson 2000). Lakvatten provtogs i december 1999. Resultaten visade att lakvattnen var akut toxiska med 24- och 48-h EC_{50} vid koncentrationer mellan 7 och 20 volymsprocent. Vidare bestämdes toxiciteten hos lakvatten från två andra deponier; Rödsta avfallsupplag i Sollefteå samt Falköpings avfallsupplag i Falköping. Även dessa vatten var akut toxiska med 24- och 48-h EC_{50} vid koncentrationer mellan 7 och 20 volymsprocent. Alla lakvatten i studien visade också kronisk toxicitet mätt som påverkan på reproduktion. Lakvatten från Rödsta avfallsupplag var mer kroniskt toxiskt än lakvatten från Lindbodarnas och Falköpings avfallsupplag. Toxiciteten hos lakvattnen kan graderas som måttlig på gränsen till hög i akvatisk miljö enligt Kemikalieinspektionens graderingsnyckel för toxicitet (Kemikalieinspektionen 1995). Tidigare studier av akut toxicitet hos lakvatten från två avfallsupplag har också visat på akut toxicitet. 24-h EC_{50} var i dessa studier 0,9 respektive 6,7 vol-% inblandat lakvatten (Öman et al. 2000b).

Toxiciteten i samtliga lakvatten antogs av Dave och Nilsson (2000) främst bero på ammoniak. Detta bekräftas av tidigare studier som har visat att ammoniak i lakvatten från avfallsupplag ofta utgör en källa till toxicitet för *Ceriodaphnia* och andra organismer (Öman och Wennberg 1997, Öman et al. 2000a och b).

1.4 Miljöbesiktning av Lindbodarnas avfallsupplag

Den 6 augusti 1999 utfördes en miljöbesiktning vid Lindbodarnas avfallsupplag. Besiktningen utfördes av Scandiaconsult Sverige AB (Holmstrand 1999). Vid besiktningen konstaterades ett antal brister i lakvattensystemet, vilka gjort att lakvatten kunnat läcka ut i omgivande terräng. Bristerna gällde dels lakvattenmagasinet som var underdimensionerat och på grund av sin konstruktion läckte. Dessutom upptäcktes brister på systemet med lakvattendiken och ledningar som på några platser inte fångade in allt lakvatten. Terrängen är sådan att utläckt lakvatten kan transporteras mot Vadbäcken och vidare till Molnbyggen. Scandiakonsult bedömde att denna lakvattentransport normalt var liten och långsam. Dock bedömdes att lakvatten under snösmältning troligen kunde

rinna snabbare och i mer betydande omfattning i styrande sänkor i terrängen mot Vadbäcken.

Avfallsupplaget uppfyllde vid etablerandet väl de då gällande kraven på lokalisering. Med annat utförande skulle upplagets lokalisering troligen även kunnat godkännas enligt nuvarande krav. Vidare beror inte brister i systemet med lakvattendiken och ledningar på otillräckligheter i äldre regelverk eller tillstånd. Nuvarande regelverk skulle endast delvis ha förhindrat läckaget.

Scandiaconsult föreslår i sin besiktning en rad åtgärder för att förbättra lakvattenhanteringen. Åtgärderna berör främst lakvattendammen som bör utvidgas och tätas i botten. Åtgärder berör också insamlingssystemet för lakvatten som kan kompletteras och förbättras på ett antal ställen. De föreslagna åtgärderna enligt miljöbesiktningen är nu åtgärdade (Bergfors, muntligt).

1.5 Tidigare lakvattenkarakterisering

En inledande karakterisering har genomförts (Öman 1999) enligt tidigare utvecklad metodik för lakvattenkarakterisering (Öman 2000a och b). Den tidigare karakteriseringen inkluderade 21 allmän karakteriserande parametrar, 32 metaller och andra grundämnen, 7 metallorganiska föreningar, 90 organiska föreningar samt GC-MS ”screening” av organiska föreningar (Öman 1999). Studien genomfördes i syfte att jämföra förekomsten av miljöstörande föreningar i lakvatten från Lindbodarnas avfallsupplag med föreningar som tidigare uppmätts i lakvatten från andra kommunala avfallsupplag (Öman et al. 2000b). De analyserade föreningarna förelåg generellt i normala koncentrationer och de få avvikelser som förekom bedömdes ej som anmärkningsvärda. Koncentrationerna och halterna av de flesta specifika föreningar var ofta låga ($\mu\text{g/l}$ eller ng/l respektive mg/kg TS eller $\mu\text{g/kg TS}$). Det fanns för de parametrar som ingick i studien inga resultat som indikerade att störningen på fisk i Molnbyggen skulle ha orsakats av att lakvattnet från Lindbodarnas avfallsupplag skulle ha en annorlunda sammansättning än lakvatten från andra avfallsupplag. Resultaten bekräftade dock tidigare resultat som har visat att lakvatten innehåller ett stort antal miljöfarliga komponenter. I lakvattnet detekterades bl a metylkvicksilver och i sedimentet detekterades både tennorganiska föreningar och metylkvicksilver. Detekterade organiska ämnesgrupper i lakvatten var diklorfenoler och fenoxisyror, dvs. de mer vattenlösliga ämnesgrupperna. Fyra fenoxisyror detekterades; 2,4-D, diklorprop (2,4-DP), MCPA och mecoprop (MCP). Fenoxisyror 4-D och MCPA förekom i något högre koncentrationer, 0,40 respektive 3,9 $\mu\text{g/l}$, än vad som tidigare analyserats i lakvatten (Tabell 1). Detekterade organiska ämnesgrupper i sedimentet var monoaromater, klorbensener, diklorfenol, polyaromater, PCB, ftalater och pesticider. Av pesticiderna förelåg DDD och DDE (nedbrytningsprodukter av DDT) i halter om 0,002 mg/kg TS .

Tabell 1. Analys av fenoxisyror i lakvatten från Lindbodarnas avfallsupplag. Dessutom presenteras högsta och lägsta värden från tidigare karakteriseringar (min och max) samt medianvärden, medelvärden och relativ standardavvikelse. Vidare anges antal provtagna avfallsupplag som jämförelsevärdena baseras på (för flera provtagningar vid samma upplag och samma tillfälle har medelvärden använts). Enheten är µg/l, analysmetodens detektionsgräns varierar mellan 0,05 och 0,15 µg/l.

LAKVATTEN	Lindbodarnas avfallsupplag			Tidigare provtagningar vid andra avfallsupplag					
	Ämne / Prov	1A	1B	1C	Min	Max	Median	Medel	Rel st.av. %
2,4-D	0,15	0,40	-	-	0,11	0,01	0,01	316	11
Diklorprop (2,4-DP)	0,35	1,4	0,35	0,36	8,1	1,5	1,5	144	13
MCPA	3,9	0,73	0,06	-	1,4	0,19	0,19	203	15
Mecoprop (MCP)	0,15	0,14	-	2,3	54	10	10	148	15

- Under detektionsgränsen.

Det noterades att endast en bråkdel av de föreningar som förekommer i lakvatten och sediment är möjliga att analysera. Vidare är det inte möjligt att bedöma påverkan på omgivande miljö av föreningar som eventuellt lämnar deponiområdet eftersom kunskapen om detta ännu är för låg. I studien betonades lakvattnens miljöfarliga egenskaper och resultaten ska inte tolkas som att lakvatten kan anses vara mer miljöfarliga än många andra utsläpp.

1.6 Syfte med föreliggande studie

Föreliggande studie syftade till att utifrån tidigare resultat genomföra ytterligare en karakterisering av lakvatten från Lindbodarnas avfallsupplag. Den utökade karakteriseringen inkluderade parametrar som är prioriterade som miljöfarliga men som mindre ofta eller aldrig tidigare har analyseras i lakvatten från avfallsupplag.

2. Metod

2.1 Karakteriseringens och provtagningens omfattning

Provtagning vid Lindbodarnas avfallsupplag genomfördes den 29 maj 2000. Provtagningen genomfördes dels som manuell provtagning vid ett tillfälle enligt tidigare utvecklade metodik (Öman et al 2000a) och inkluderade lakvatten samt partiklar som transporteras med lakvatten (lakvattensediment). Dessutom inleddes den 29 maj 2000 provtagning med passiva provtagare som pågick under 22 dygn.

2.2 Manuell provtagning vid ett tillfälle

Manuell provtagning vid ett tillfälle genomfördes på tre platser och inkluderade lakvatten och lakvattensediment. Provpunkterna var lakvattendammen, nedanför den äldsta delen av upplaget och nedanför den del av upplaget där aska och slagg finns deponerat. Vid den tredje provpunkten analyserades endast polyklorerade dibenso-p-dioxiner (PCDD) och polyklorerade dibensofuraner (PCDF).

2.2.1 Provtagningskärl

- Lakvattenprover och sedimentprover som skulle analyseras med avseende på allmänna parametrar provtogs i maskindiskade plastflaskor och burkar. Vattenprover för analys av Kjeldahlkväve konserverades i fält med 4 M svavelsyra.
- Vatten och sedimentprover för analys av bekämpningsmedel och klorerade paraffiner togs i maskindiskade glasflaskor. Proverna konserverades i fält med diklormetan.
- Lakvatten och sediment för analys av blyorganiska föreningar provtogs i glasflaskor och burkar som tillhandahållits av laboratoriet AnalyCen.
- Lakvatten och sediment för analys av kolgedjor provtogs i glasflaskor och burkar som tillhandahållits av laboratoriet VVL.
- Vatten och sedimentprover för övriga analyser togs i glasflaskor och glasburkar vars lock var försedda med mellanlägg av Teflon. Kärlen hade maskindiskats, torkats upp och ned, lindats med folie och upphettades till 400 °C i 1 timme. Folien avlägsnades på provtagningsplatsen omedelbart före provtagning. Proven konserverades i fält med 0,2 vikts-% natriumazid (Öman et al. 2000a).

2.2.2 Provtagningsmetod

Flaskor för lakvatten sköljdes ur med provvatten före provtagning och proverna samlades upp direkt i flaskorna utan kontakt med annan provhämtare. Sediment från botten av lakvattendammen provtogs med Ekmanhuggare. Övriga sediment provtogs med metallspade. Flaskor och burkar fylldes helt med prov, öppningen täcktes med ren folie och locket vreds på. Proverna transporterades kylda i kylväskor till IVL under kortare tid än 6 timmar. På IVL förvarades de kylda och transporteras till analyslaboratoriet inom 24 timmar. Vid provtagningen av organiska ämnen användes ej plasthandskar.

2.3 Passiv provtagning

Vatten i lakvattendammen provtogs med passiva provtagare. Studien presenteras i detalj av Junestedt och Sjöblom (2000). Provtagningen inleddes den 29 maj 2000 och pågick under 22 dagar. Provtagarna utgjordes av Ecoscope och Ecoscope 2000 och levererades

av Alcontrol Laboratories i Skara. Ecoscopen bestod av en jonbytare för provtagning av metaller och en dialysslang med lösningsmedel (hexan) för provtagning av organiska föreningar. Alcontrol ansvarade för provtagarna, anvisningar inför provtagning och provhantering samt kemisk analys.

2.3.1 Provtagningsmetod

Provtagarna levererades i plastflaskor fyllda med avjoniserat vatten. Provtagare placerades 0,01-0,03 m under vattenytan med hjälp av stenar och nylonsnöre. Under provtagningen skedde en viss påväxt. Provtagarna förvarades efter provtagning i plastflaskor fyllda med vatten från provtagningsplatsen och transporterades till kyl inom sex timmar och till laboratoriet inom 24 timmar.

2.4 Provtagningsplatser

I Tabell 2 har provtagningsplatserna sammanställts. I tabellen anges även provbeteckningar och provtagningsdatum. Vidare anges i Tabell 2 vilken matris som provtagits, dvs om provtagningen avsåg lakvatten eller partiklar som har transporterats med lakvatten (lakvattensediment).

Tabell 2. Sammanställning av provbeteckningar, provtagningsplatser och matriser.

Provtagningsdatum			Platsbeskrivning	Matris	
Juni 1999	Maj 2000	Juni* 2000		Vatten	Lakvattensediment
1A	2A	3A	Lakvattendamm	X	X
1B			Plaströr mellan upplaget och lakvattendamm	X	
1C	2C		Nedanför den äldsta delen av upplaget	X	X
1D			Nedanför den näst äldsta delen av upplaget		X
	2E		Nedanför del av upplaget med aska och slagg		X

*Anger tidpunkt för upptag av passiv provtagare

2.5 Analys

2.5.1 Analyserade parametrar

I Tabell 3 finns sammanställt de parametrar som analyserades i prover efter den manuella provtagningen och i Tabell 4 finns parametrar som analyserades i prover från de passiva provtagarna. Specifika föreningar presenteras i Bilaga 1.

Tabell 3. Sammanställning av parametrar som analyserats i prover från den manuella provtagningen samt redovisning av provtagen matris.

Parameter	Vatten	Sediment
Allmän karakteriserande parametrar	X	X
Organiska summaparametrar	X	X
Flyktiga halogenerade alifater	X	X
Bensen och alkylerade bensener	X	X
Fenol och alkylerade fenoler	X	X
Nonylfenoletoxylater	X	X
Klorerade bensener och klorerade alkylbensener	X	X
Klorerade paraffiner		X
Polyklorerade dibenso-p-dioxiner (PCDD) och polyklorerade dibensofuraner (PCDF)		X
Bromerade flamskyddsmedel	X	X
Lösningsmedel	X	X
Bekämpningsmedel – Fenoxisyror	X	
Bekämpningsmedel – Glykosat	X	
Bekämpningsmedel – Multianalys (Bilaga 1)	X	X
Preliminär identifiering av okända ämnen	X	X
Naftalen och formaldehyd	X	X
Blyorganiska föreningar	X	X
Speciering av krom (CrVI och CrIII)	X	X
Speciering av cyanid (total och fri)	X	X
Toxicitetstest med Microtox	X	
Undersökning av genotoxicitet	X	

Tabell 4. Sammanställning av parametrar som analyserats efter provtagning med passiva provtagare i vatten.

Parameter
Organiska summaparametrar
Flyktiga halogenerade alifater
Polycykliska kolväten
Bensen
Klorerade bensener

2.5.2 Analyserande laboratorier

Analyserna har utförts vid olika laboratorier.

- Allmän karakteriserande parametrar och Microtoxanalyser har bestämts av IVL i Stockholm.
- Undersökning av genotoxicitet har utfördes av Kristinebergs Marina Forskningsstation.
- Analys av fenoxysyror, glyfosat, multianalys av bekämpningsmedel samt analys av klorerade paraffiner har utförts av SLU i Uppsala. SLU har även genomfört preliminär identifiering av okända ämnen med screeningmetoder mot referensbibliotek.
- Blyorganiska ämnen har analyserats av AnalyCen i Lidköping.
- Summaparametrar i form av olika kolkedjelängder av VVL i Stockholm.
- Parametrar från passiva provtagare av Alcontrol Laboratories i Skara.
- Övriga parametrar av SGAB Analytica i Täby.

2.5.3 Analysmetoder

Den organiska summaparametern som avser olika kolkedjelängder analyserades enligt riktlinjer för förorenad mark (Naturvårdsverket 1999b).

Benämningen ”multianalys” avser bestämning av opolära och semipolära bekämpningsmedel och genomfördes vid SLU. Vattenprover skakades med diklormetan och natriumklorid och renades vid behov genom hydrofob gelfiltrering (SEC). Sedimentprover dekanterades, mortlades med natriumsulfat och extraherades med aceton/diklormetan (1:1) under upphettning. Extraktet torkades med natriumsulfat och renades med hydrofob gelfiltrering. Före analys av DDT renades extraktet ytterligare med svavelsyra. Analyser av extrakt från vatten och sedimentprover gjordes med gaskromatograf (GC) kopplat till EC-, NPD- och MS-detektorer.

Preliminär identifiering av okända ämnen gjordes vid SLU genom att extrakt från vatten och sedimentprover analyserades med gaskromatograf (GC) och masspektrometer (MS). Därefter gjordes jämförelse mellan masspektra (m/z 50-800) och referensspektra i bibliotek (NIST 98).

Toxicitetstest med Microtox utfördes enligt Svensson (1993). Microtoxtest är en testmetod som ofta används som "screening" metod för akut akvatisk toxicitet. Bakterier exponeras för prov med olika koncentrationer under 5 och 15 min. Ur dos-effektsambandet beräknas EC_{20} och EC_{50} vilket motsvarar de effektnivåer som orsakar 50 respektive 20 % påverkan på bakterien.

Undersökning av genotoxicitet vid Kristinebergs Marina Forskningsstation utfördes enligt May et al. (1998) och May (1999). Metoden som användes kallas UMU-metoden

och använder genetiskt modifierade bakterier av stammen *Salmonella typhimurium*. Metoden bygger på det faktum att det i alla celler finns många så kallade reparations-enzymmer, umuC, som reparerar skador på DNA. Ämnen som aktiverar produktionen av dessa enzymer misstänks kunna orsaka speciellt allvarliga skador hos organismen. För att undersöka lakvattnets innehåll av mutagena substanser testas proven direkt med enbart bakterier (genetiska system) samt efter tillsats av ett metaboliserande enzym (metaboliserande system) och bakterier. 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 gentoxicitet. Proven testades obehandlade, men kontrollerades före test avseende turbiditet och surhetsgrad. Testet gjordes med ett metaboliserat (S9) och ett ometaboliserat system med bakterien *Salmonella typhimurium*.

2.6 Jämförelse med nederbörd och snösmältning

Det kan antas att lakvattens sammansättning är beroende av tidigare nederbörd och eventuell snösmältning, dock finns inga säkra samband fastställda. I Tabell 5 anges för fullständighetens skull nederbörden vid och före provtagningstillfället. Mätningarna är utförda av SMHI vid deras mätstation i Leksand.

Tabell 5. Sammanlagd nederbörd enligt SMHIs mätstation i Leksand.

Tidsperiod	Sammanlagd nederbörd i mm	
	Vid provtagning år 1999	Vid provtagning år 2000
Tre månader före provtagning	150	152
Veckan före provtagning	25	35
Dagen före provtagningsdag	Ingen	2,0
Provtagningsdagen (00-05-29)	1,6	7,0
Hela provtagningsperioden för passiv provtagare		16

3. Resultat

3.1 Kemiska analyser efter manuell provtagning

I Bilaga 1 presenteras resultaten från kemiska analyser utförda efter den manuella provtagningen, med undantag av preliminära identifieringar som presenteras i Tabell 6. Vid preliminär identifiering har masspektra jämförts med referensbibliotek och inga säkra identifieringar mot rena substanser har genomförts.

Tabell 6. Preliminär identifiering av ytterligare föreningar med GC-MS. Provpunkt A avser lakvattendammen och provpunkt C avser en plats nedanför den äldsta delen av upplaget.

	<u>LAKVATTEN</u>		<u>LAKVATTENSEDIMENT</u>	
	2A	2C	2A	2C
Alkaner	Flertalet toppar	Flertalet toppar	Flertalet toppar	Relativt säker identifiering
Terpenoida substanser främst mono- och sesquiterpener samt oxiderade derivat av dessa. Även någon diterpen.	Flertalet toppar	Flertalet toppar		
Ftalater*	De två största topparna	Relativt säker identifiering	Stor säkerhet en ftalat	Relativt säker identifiering
Elementärt svavel		Relativt säker identifiering	Dominerar provet	Relativt säker identifiering
Dietyltoluamid		Säker identifiering**		
Trialkylfosfater		Osäker identifiering		
N-butyl-bensensulfonamid		Osäker identifiering		
Bensotiazolon		Mycket osäker identifiering		
Fytosteroler, hopaner eller motsvarande			Flera toppar	
Fenoler bl. a. butylhydroxitoluen och en förening som liknar bisfenol-A			Osäker identifiering	
Alkylerade naftalener och fenantrener Alkylerad dibensotiofen				Osäker identifiering
Diterpenaldehyd eller alkylamid				Mycket osäker identifiering
Oupplöst material		Dominerar kromatogrammet		Stor andel

* Kan eventuellt utgöra en förorening från analysförfarandet.

** Den inledande preliminära identifieringen följdes upp med en säker identifiering då jämförelse mot ren substans.

I Tabell 7 presenteras resultaten från bestämning av toxicitet med Microtox-test.

Tabell 7. Resultat från Microtox-test angivet som % av outspätt prov. Provpunkt A avser lakvattendammen.

Provpunkt	<u>EC₂₀</u>		<u>EC₅₀</u>	
	Exponeringstid, min		Exponeringstid, min	
	5	15	5	15
2A	>>100	>>100	>> 100	>> 100

I Tabell 8 presenteras resultaten från undersökning av gentoxicitet.

Tabell 8. Värdet av den relativa induktionshastigheten (IR) bestämd enligt UMU metoden. Provpunkt A avser lakvattendammen och provpunkt C avser en plats nedanför den äldsta delen av upplaget.

Provpunkt	Relativ induktionshastighet	Anmärkning
2A	< 1,2	Viss förhöjning av induktionsvärdet i test utan metaboliserande system.
2C	< 1,2	

3.2 Kemiska analyser efter passiv provtagning

I Tabell 8 anges resultaten från analys av de passiva provtagarna. De komponenter som ej finns angivna kunde ej detekteras.

Tabell 8. Resultat från analys efter provtagning med passiva provtagare. Enheten är µg/l lösningsmedel. Det.-gräns anger detektionsgränsen för metoden. Provpunkt A avser lakvattendammen.

Parameter	Det. gräns	2-3 A
<i>Organiska summaparametrar</i>		
Alifater C22-C34	100	49 000
<i>Monoaromater</i>		
Etylbensen	12	35
m, p- Xylen	51	127

4. Utvärdering av resultat

Resultaten har utvärderats genom att bl a jämföra analysresultat vid föreliggande provtagning med tidigare provtagning (Öman 1999) vid Lindbodarnas avfallsupplag. Vidare har resultaten bl a jämförts med tidigare analyser av lakvatten (Öman 1999, Öman et al. 2000a och b) och med publicerad litteratur över ämnen med hormonella effekter (U.S.EPA 1997 m fl). Provpunkt A avser lakvattendammen, provpunkt C avser en plats nedanför den äldsta delen av upplaget och D en plats nedanför den del av upplaget där slagg deponerats.

4.1 Jämförelse mellan olika provtagningar vid Lindbodarna

Konduktiviteten, saliniteten och kloridjonkoncentrationen visade att koncentrationen av salter i provpunkt C var signifikant högre vid föreliggande provtagning än vid den tidigare provtagningen. Provpunkt C hade vid föreliggande provtagning dessutom ett generellt starkare lakvatten som innehöll högre koncentration av flera av de analyserade

föreningarna än vid tidigare provtagning. Detta kan eventuellt bero på att mängden tillfört vatten har varit lägre vid föreliggande provtagning och att lakvattnet därmed var mindre utspädd. Den mindre utspädningen verkar dock ej bero på mindre nederbörd. Nederbörden före föreliggande provtagning var snarare något högre jämfört med före tidigare provtagning (Tabell 5).

Provpunkt A å andra sidan innehöll vid föreliggande provtagning lägre koncentrationer av flera organiska föreningar än vid den tidigare provtagningen, med undantag av fenoxisyror. Detta kan bero på utspädning i lakvattendammen vilket också indikeras av att mängden provtaget suspenderat organiskt material (mätt som glödförlust) var lägre. Eventuellt fanns här ett samband med nederbörden.

Andra orsaker till förändrade koncentrationer mellan provtagningarna är byggnation på deponiområdet, förändrad tillförsel från avfallet, eller pågående deponiprocesser som nedbrytning, evaporation och sorption. Generellt gäller att fler organiska föreningar uppmätts nedanför den äldsta delen av upplaget än i lakvattendammen.

4.2 Allmän karakterisering

pH

pH i lakvattnet var normalt (6,8 och 7,7) och hade sjunkit en halv till en enhet sedan förra provtagningen. Det högsta pH-värdet uppmättes nu som tidigare i lakvattendammen. Det lägre pH-värdena skulle eventuellt kunna innebära att mängden fettsyror är större vid denna provtagning än tidigare. Dock är pH inte så lågt som i den sura anaeroba fasen och mängden fettsyror utgör därmed förmodligen inte större delen av TOC (Öman 1991).

Konduktivitet och salthalt

Konduktiviteten, saliniteten och kloridkoncentrationen var i lakvattnet vid föreliggande och tidigare provtagningar från Lindbodarnas avfallsupplag något lägre än vad som har noterats vid tidigare analyser av andra lakvatten. Konduktiviteten, saliniteten och kloridkoncentrationen hade ökat till drygt det dubbla värdet i förhållande till tidigare provtagning i punkt C men var relativt opåverkat i A. Kloridkoncentrationen i provpunkt A uppmättes vid den tidigare provtagningen till 530 mg/l och i föreliggande provtagning till 410 mg/l. Kloridjonkoncentrationen i provpunkt C uppmättes tidigare till 520 mg/l och nu till 1400 mg/l.

Vid toxicitetstestning påverkar salthalten valet av testorganism (Öman et al. 2000 a och b). För test av akut toxicitet med kräftdjuret *Ceriodaphia* är EC₅₀ värdet för klorid

640 mg/l vid en 24 timmars exponering. Vilket alltså ungefär motsvarar salthalten i lakvattendammen samt utgör cirka halva koncentrationen av salthalten i provpunkt C vid den senaste provtagningen. EC₁₀ värdet för *Ceriodaphia* är 340 mg klorid/l.

Närsalter

Ammoniumkoncentrationerna var tidigare normala men låga (27 respektive 54 mg/l i provpunkt A och C), medan nitrit- och nitratkoncentrationerna var normala men höga (11 respektive 15 mg/l) (Tabell 9). Vid föreliggande provtagning hade koncentrationen av ammonium fördubblats i provpunkt A och ökat till närmare fyra gånger värdet från tidigare provtagning i provpunkt C, samtidigt hade mängden nitrit och nitrat sjunkit. Halten ammonium var vid föreliggande provtagning 51 (pH 7,7) respektive 200 mg/l (pH 6,8) och koncentrationen av nitrit och nitrat var < 0,05 respektive 3,4 mg/l.

Tabell 9. Sammanställning av närsaltsanalyser i lakvatten från Lindbodarnas avfallsupplag. Dessutom presenteras högsta och lägsta värden från tidigare karakteriseringar (min och max) samt medianvärden, medelvärden och relativ standardavvikelse. Vidare anges antal provtagna avfallsupplag som jämförelsevärdena baseras på (för flera provtagningar vid samma upplag och samma tillfälle har medelvärden använts). Enheten är mg/l utom N-Ammonium / N-Totalt och relativ standard avvikelse (rel. st. av.) som anges i %.

LAKVATTEN Ämne / Prov	Lindbodarnas avfallsupplag				Tidigare provtagningar vid andra avfallsupplag					
	1A	2A	1C	2C	Min	Max	Median	Medel	Rel.st av.	Antal upplag
pH	8,7	7,7	7,4	6,8	6,4	8,5	7,6	7,6	7	12
N-Ammonium	27	51	54	200	19	870	230	337	80	12
N-Kjeldahl	87	54	56	200	42	860	230	345	77	12
N-Nitrit+nitrat	11	<0,05	15	3,4	0	35	2	7	139	12
N-Totalt*	98	54	71	200	56	865	230	333	80	13
N-Ammonium / N-Totalt	28	94	76	100	5,4	107	92	79	38	15

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

* N-Totalt (N-Kjeldahl + N-Nitrit+nitrat)

Vid toxicitetstestning påverkar ammoniumkoncentrationen i kombination med pH-värdet valet av testorganism (Öman et al. 2000 a och b). För t ex test av akut toxicitet med kräftdjuret *Ceriodaphia* är EC₅₀ värdet för ammonium 24 mg/l vid pH ca 7,4 och en 24 timmars exponering. Ammoniumkoncentrationen i lakvattendammen var därmed vid föreliggande provtagning ca dubbelt så högt som EC₅₀-värdet och i provpunkt C var koncentrationen 8 ggr EC₅₀ värdet.

Suspenderat material och glödningsrest

Mängden suspenderat material och glödningsresten varierar signifikant mellan vattenproverna. Detta kan eventuellt påverka analysresultaten av enskilda föreningar. Mängden suspenderat material var ca en tiondel vid föreliggande provtagning i förhållande till den tidigare provtagningen i provpunkt A, samtidigt var mängden suspenderat material mer än tio ggr högre i C vid föreliggande provtagning än vid den tidigare. TOC i vattenproverna varierade enligt ett liknande mönster som mängden suspenderat material men skillnaderna var mindre. TOC hade sjunkit till drygt hälften i provpunkt A och ökat till det dubbla i provpunkt C.

4.3 Organiska summamparametrar

EGOM och EOX

EGOM är en förkortning av extraherbart gaskromatograferbart organisk material. 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 är en förkortning av 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 (Öman et al. 2000a och b). EOX kan sägas vara den fettlösliga delen av AOX-innehållet, och därmed den del som kan befaras vålla störst störning genom bioackumulering.

EGOM och EOX hade vid den tidigare vattenprovtagningen endast detekterats i lakvattdammen och förekom där i normala koncentrationer (2600 respektive 1,5 µg/l). EGOM och EOX har i föreliggande provtagning sjunkit till under detektionsgränsen i dammen (50 respektive 1 µg/l) och ökat till 85 respektive 2,5 µg/l i provpunkt C. EGOM hade alltså i lakvattdammen sjunkit mer än 50 ggr. Till en del kan det bero på att mängden provtagen suspenderad organiskt material (mätt som glödförlust) hade sjunkit drygt 20 ggr. Övriga förluster kan bl a bero på en kombination av minskad tillförsel och nedbrytning, evaporation samt sorption till sedimenterade partiklar. I punkt C hade mängden suspenderat organiskt material ökat ca 7 ggr. Kloridkoncentrationerna hade tidigare indikerat att lakvattnet i punkt C var mindre utspädd nu än tidigare. Den ökade mängden EGOM här kan ökad tillförsel, minskad utspädning och större mängd suspenderat organiskt material.

Vid den tidigare provtagningen av sediment uppmättes EGOM och EOX i A till 3600 respektive 1,5 mg/kg TS, och i C till 360 respektive 0,5 mg/kg TS. Vid föreliggande provtagningen hade EGOM och EOX i sedimentet i A sjunkit 5 respektive 3 ggr till 800 respektive 0,5 mg/kg TS. I C hade värdena inte förändrats nämnvärt och var 360 respektive 0,7 mg/kg TS.

Summa alifater och aromater

Totalt extraherbara alifater som provtagits manuellt kunde inte detekteras vid tidigare provtagning (<100 µg/l) i vare sig A eller C. Däremot uppmättes 410 µg/l totalt extraherbara aromater i provpunkt A. I föreliggande studie analyserades summa alifater och summa aromater i A efter manuell provtagning. Dessa kunde ej detekteras (detektionsgräns 50 respektive 10 µg/l). Vid provtagning med passiva provtagare kunde relativt stora mängder summa alifater (C22-C34) detekteras i punkt A. Eftersom alifaterna hade hög molekylvikt antogs föreningarna föreligga som en film på ytan av lakvattendammen. Eventuellt utgörs filmen av petroleumprodukter eller av humusliknande föreningar.

Den totala mängden av alifater (C5 – C16) i sedimentet uppmättes till 6 700 mg/kg TS. Detta värde kan jämföras med riktvärden i Naturvårdsverket sammanställning av bedömningsgrunder för förorenad mark (Naturvårdsverket 1999b) (Tabell 10). I begreppet förorenad mark inkluderar Naturvårdsverket avfallsupplag. Riktvärdet som avser halter under vilka negativa effekter på människa eller miljö inte anses kunna riskeras är satt till 100 mg/kg TS. För halter över 1000 mg/kg TS görs bedömningen ”mycket allvarlig”. Vidare har halten aromater (C8-C10) uppmätts till 1300 mg/kg TS i lakvattensedimentet. På motsvarande sätt kan dessa värden jämföras med ett riktvärde på 40 mg/kg TS och att halter större än 400 anses mycket allvarliga. Vidare har halten aromater (C10-C35) uppmätts till 44 mg/kg TS i lakvattensedimentet, vilket kan jämföras med riktvärde på 20 mg/kg TS och att halter mellan 20 och 60 mg/kg TS bedöms som ”måttligt allvarlig”.

Tabell 10. Jämförelse mellan resultat från provtagning vid punkt 2A (lakvattendamm) och riktvärden som finns angivna i Naturvårdsverkets sammanställning av bedömningsgrunder för förorenad mark (Naturvårdsverket 1999b). Riktvärdet avser halter under vilka negativa effekter på människa eller miljö inte anses kunna riskeras. Enheten är mg/kg TS.

Parameter	Provpunkt 2A	Riktvärde	Mycket allvarlig
Summa alifater C5-C16	6700	100	>1000
Aromater C8-C10	1300	40	> 400
Aromater C10-C35	44	20	> 200

Bedömningen som kan göras från föreliggande resultat är att halterna av kolväten som uppmätts i sedimentet i lakvattendammen skulle klassificeras som ”mycket allvarliga” om de hade uppmätts i förorenad mark och enbart härstammat från petroleumprodukter (Naturvårdsverket 1999b). Eftersom riktvärdena utgår ifrån petroleumkolväten kan de inte direkt överföras till lakvattensediment, samtidigt utgör botten på lakvattendammen en plats som inte kommer att exponeras. Av dessa skäl är resultaten inte nödvändigtvis anmärkningsvärda. Samtidigt inkluderar Naturvårdsverket avfallsupplag i begreppet förorenad mark.

Vidare finns det en risk att det i sedimentet föreligger föreningar som står i kemisk jämvikt med vattenfasen. Om dessa föreningar är miljöstörande skulle detta kunna utgöra en risk.

4.4 Organiska föreningar

Flyktiga halogenerade alifater

Inga flyktiga halogenerade alifater kunde detekteras vare sig i lakvatten eller i sediment. Halogenerade alifater har tidigare bara detekterats i lakvatten vid något enstaka tillfälle (Öman et al. 2000a). I föreliggande studie analyserades 23 halogenerade alifater. Detektionsgränserna vid den manuella provtagningen varierade mellan 0,1 och 1,0 µg/l i vatten och var 0,1 mg/kg TS i sedimentet. Eftersom föreningarna är flyktiga finns risk för förluster vid provtagning och transport. Samtidigt kan man förvänta sig förluster av föreningar vid eventuell transport av lakvatten ut från deponiområdet. Därmed är det inte troligt att någon av de analyserade flyktiga alifaterna skulle kunna transporteras med lakvatten utanför deponiområdet.

Bensen och alkylerade bensener

Nedanför den äldsta delen detekterades bensen och 7 olika alkylerade bensener i lakvattnet. Av dessa förelåg 1,2,4-trimetylbensen i högst koncentration (17 µg/l). Med manuell provtagning detekterades inga monoaromater i dammen (detectionsgräns 0,2 µg/l) men med passiva provtagare kunde spår av etylbensen och xylen detekteras även i dammen. Även vid den tidigare studien detekterades etylbensen och xylen i dammen. I dammens sediment kunde 4 alkylerade bensener detekteras, och även här förelåg 1,2,4-trimetylbensen i högst halt (1,5 mg/kg TS). Koncentrationen av bensen var 3,3 µg/l, vilket är normalt för lakvatten. Bensen är mycket toxisk mot vissa akvatiska organismer (Kemikalieinspektionen 1995). Bensen ingår i Sverige främst i bränsle främst såsom bensin och används också som lösningsmedel inom industrin. Bensen och substituerade bensener används också som extraktionsmedel och vid syntes av organiska ämnen.

Studien har visat på en tydlig förekomst av alkylerade bensener. Det saknas samlad information om vad som är normalt för dessa föreningar i lakvatten, men det finns utifrån

koncentrationerna av dessa ingen anledning att anta att förekomsten är avvikande för lakvatten generellt.

Fenol och alkylerade fenoler

Fenol och 17 olika alkylerade fenoler analyserades efter den manuella provtagningen i vatten och i sediment. Nedanför den äldsta delen detekterades två alkylerade fenoler i vattnet i låga koncentrationer (2-isopropylfenol och 3-t-butylfenol). Inga fenoler kunde spåras i dammen. Alkylerade fenoler är en ämnesgrupp med östrogena effekter som kan påverka fisk. Fenol används som desinfektionsmedel och vid tillverkning av olika fenolderivat. Det finns ännu inte information om vad som är normalt för dessa föreningar i lakvatten, men det finns utifrån koncentrationerna av dessa föreningar ingen anledning att anta att förekomsten är avvikande för lakvatten generellt.

Nonylfenoletoxylater

Dessutom analyserades två nonylfenoletoxylater i vatten och i sediment. Dessa kunde ej detekteras i något av proverna. Detektionsgränserna var 10 µg/l i vatten och 10 mg/kg TS i sedimentet.

Klorerade bensener och klorerade alkylbensener

Monoklorbensen och diklorbensen (1,2-diklorbensen och 1,4-diklorbensen) hittades i lakvatten från den äldsta delen i låga koncentrationer, vilket är normalt. Inga klorbensener hittades i dammen eller i sedimentet vid denna provtagning. Vid den tidigare provtagningen hittades 1,4-diklorbensen i sedimentet från den äldsta delen. Klorbensener används i bekämpningsmedel och vid tillverkning av fluorkarboner (värmeöverföringsmedium), färger och som lösningsmedel. Användningen av 1,4-diklorbensen i exempelvis malmedel och luftdeodoranter är numera förbjuden.

MTBE

MTBE kunde ej detekteras. MTBE (metyl tert-butyl eter) används som oktanhöjande tillsats i oblyad bensin.

Klorerade paraffiner

Klorerade paraffiner kunde ej detekteras i föreliggande studie. Detektionsgränsen var 5 mg/kg TS. I slam från reningsverk har klorparaffinhalter mellan 4 och 65 mg/kg TS analyserats (Naturvårdsverket 1999d). Klorparaffinhalter i sötvatten som inte är direkt påverkade av punktkällor har funnits vara 0,02 – drygt 1 µg/l (Naturvårdsverket 1999d). Eftersom det är svårt att analysera dessa komplext sammansatta produkter så är kunskapen om klorerade paraffiner i miljö- och humanprover mycket begränsad och data innehåller varierande grader av osäkerhet. Klorerade paraffiner är huvudsakligen *n*-alkaner

som klorerats så att slutprodukten innehåller mellan 40 och 73 % klor. De tekniska produkterna innehåller väldigt många föreningar och blir därför svåra att analysera.

Polyklorerade dibenso-p-dioxiner (PCDD) och polyklorerade dibensofuraner (PCDF)

PCDD och PCDF analyserades i sedimentet från lakvattendammen och nedanför den del av upplaget där slagg deponerats (punkt D). PCDD och PCDF kunde ej detekteras i D men däremot i dammen. Av sju olika PCDD hittades tre i dammen och av tio olika PCDF hittades sex i dammen. Halterna var mycket låga och varierade mellan 6 – 180 ng/kg TS. Genom att multiplicera dosen av en viss dioxinkongen med ämnets TEF-värde omvandlar man den till toxiska ekvivalenter eller TCDD-ekvivalenter. Man kan också summera kongenernas toxicitet uttryckt i TCDD-ekvivalenter och därmed uppskatta dioxinblandningens totala verkan. TCDD-ekvivalenter beräknades i föreliggande studie till 10,2 ng/kg TS (Tabell 11). Riktvärdet för förorenad mark är 10 ng/kg TS mätt som TCDD ekvivalenter (Naturvårdsverket 1999b). Därmed förekommer dioxiner i lakvattendammens sediment på den nivå som utgör riktvärdet för förorenad mark.

Tabell 11. Beräkning av TCDD-ekvivalenter för dioxiner i sedimentet i lakvattendammen. Enheten är ng/kg TS.

Dioxin-kongen	Halt i sedimentet	TEF	TCDD-ekvivalenter
1,2,3,6,7,8-HexaCDD	12	0,1	1,2
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD	27	0,01	0,27
Oktaklordibensdioxin	184	0,0001	0,0184
2,3,7,8-TetraCDF	6,3	0,1	0,63
1,2,3,7,8-PentaCDF	19	0,05	0,95
2,3,4,7,8-PentaCDF	9,7	0,5	4,85
1,2,3,4,7,8-HexaCDF	7,9	0,1	0,79
1,2,3,6,7,8-HexaCDF	14	0,1	1,4
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDF	14	0,01	0,14
Summa			10,2

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 (kongen). 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.

Bromerade flamskyddsmedel

Bromerade flamskyddsmedel hittades både i vattnet och i sedimentet och både i punkt A och i punkt C. Av 13 analyserade föreningar kunde 11 detekteras. Halterna i vattnet var låga och varierade mellan 0,002 och 4,2 µg/l. Halterna i sedimentet varierade mellan 0,05 och 5,0 mg/kg TS. Bestämningar av halter av bromerade flamskyddsmedel (polybromerade difenyletrar) indikerar fortsatt ökande halter av flamskyddsmedel i miljön (Naturvårdsverket 1999d). Tetrabrombisfenol A är ett östrogent ämne som i vatten kan påverka fisk. Tetrabrombisfenol-A hittades i föreliggande studie i koncentrationer om 0,009-0,02 µg/l och halter om 1,4 – 5,0 mg/kg TS.

Bekämpningsmedel

Fenoxisyror

Fyra fenoxisyror uppmättes i lakvatten från dammen (2,4-D, MCPA, MCPP och diklorprop). Av dessa uppmättes två även nedanför den äldsta delen (MCPP och diklorprop). Vid tidigare provtagning påträffades 2,4-D, MCPA och MCPP i dammen. Vid det tillfället förelåg MCPA i högst koncentration i dammen (3,9 µg/l). Koncentrationen av MCPA i dammen hade nu sjunkit nästan till en hundradel (0,05 µg/l). Fenoxisyror används som bekämpningsmedel inom jordbruket och skogsbruket. Gruppen utgörs av substituerade fettsyror som är lösliga i vatten i form av salter. Användningen har förskjutits mot fenoxisyror med låg klorhalt främst MCPA och MCPP.

Bestämning enligt ”fenoxisyra-metoden”

Bentazon uppmättes i dammen och nedanför den äldsta delen. Nedanför den äldsta delen förelåg bentazon i högst koncentration (4,0 µg/l).

Glyfosat

Glyfosat kunde ej detekteras i föreliggande studie.

Bestämning enligt ”multianalys-metoden”

I lakvatten från båda provpunkterna gjordes också en bestämning enligt ”multianalys-metoden” av bekämpningsmedel (de enskilda föreningarna finns sammanställda i Bilaga 1). Ingen av dessa föreningar kunde detekteras i någon av provpunkterna. En bedömning av resultaten från allmän karakteriserande och summaparametrar indikerar att förutsättningarna för att detektera eventuella bekämpningsmedel verkade vara ogynnsamma vid föreliggande provtagning. Dels indikerade analyserna att organiska föreningar som förekom i dammen vid denna provtagning förelåg i koncentrationer under detektionsgränsen. Samtidigt indikerade resultaten från analys av fenoxisyror att det förekom mer bekämpningsmedel i dammen än i C. Därmed finns anledning att utveckla metoder för provtagning och analys av bekämpningsmedel. Eventuellt kan provtagning

och bestämning av bekämpningsmedel enligt ”multianalys-metoden” upprepas vid Lindbodarnas avfallsupplag.

Preliminär identifiering av ytterligare ämnen

I proverna identifierades preliminärt alkaner, terpenoida substanser, fytosteroler, hopaner och elementärt svavel som kan vara naturligt förekommande (Kylin, muntligt). Preliminärt identifierade alkylerade naftalener och fenantrener kan vara naturligt bildade av terpenoida substanser eller bildade vid förbränning. Studien presenterade en indikation på förekomst av dibensotiofen som eventuellt har mutagena effekter. Vidare identifierades preliminärt ftalater men förekomsten av dessa angavs kunna bero på kontaminering. Även i Öman (1999) identifierades en ftalat di-(2-etylhexylftalat). Preliminärt identifierades trialkylfosfater (flamskyddsmedel etc.) och N-butyl-bensen-sulfonamid (mjukgörare i vissa polymerer) vilka eventuellt kan vara neurotoxiska. Vidare identifierades preliminärt butylhydroxitoluen (antioxidant i livsmedel) med misstänkta biologiska effekter och något som liknar bisfenol-A (råmaterial för olika polymerer). Bisfenol-A kan ha hormonstörande effekter. Analysen upprepades vid ett senare tillfälle vilket gav, förutom de tidigare preliminärt identifierade ämnena, även indikationer på en hydroxi-bensotiazolon. Hydroxi-bensotiazolon liknar strukturmässigt nedbrytningsprodukter av vissa bekämpningsmedel. Dessutom fanns indikationer på förekomst av ytterligare en alkylerad fosfat som kallas phosphotox eller fosatox-E. Ingen av de preliminärt identifierade föreningarna kunde med säkerhet antas utgöra avvikelser från normala lakvatten.

Preliminärt identifierades också dietyltoluamid. Den preliminära identifieringen följdes upp av analys mot referenssubstans, varvid identifieringen säkerställdes. Då genomfördes en preliminär kvantifiering, som visade att dietyltoluamid förelåg i en koncentration av cirka 5 µg/l. Kvantifieringen bedömdes som preliminär på grund av den tid som förflutit mellan extraktion av proverna och kvantifiering mot referenssubstans. Dietyltoluamid är en aktiv substans i myggmedel och det är osäkert vad som kan utgöra källan till den förhållandevis höga koncentrationen. Dietyltoluamid har K_{ow} 2,0 och bedöms därmed inte vara bioackumulerande. Toxiciteten mot fisk har tidigare visat sig vara låg i två studier, TL (tolerance limit) för regnbågslox var 49 mg/l och för solabborre ”bluegill sunfish” 91 mg/l (Rosén, muntligt). Toxiciteten var mycket låg för ”Mosquito fish” *Gambusia affinis* där LC_{50} värdet var 235 mg/l vid 24 och 48 timmars exponering. Studien visade beteendestörningar efter några minuter i alla doser och den lägsta dosen var 125 mg/l. Toxiciteten var också låg mot kräftdjuret *Daphnia magna* där LC_{50} värdet var 75 mg/l vid 48 timmars exponering.

Naftalen och formaldehyd

Naftalen förelåg i normala halter i vatten och sediment.
Formaldehyd kunde inte detekteras.

Speciering av cyanid (totalt och fri)

Fri cyanid kunde ej detekteras. Cyanid totalt varierande mellan 16 och 180 µg/l i vattnet och förelåg i sedimentet i en halt på 1,8 mg/kg TS. Halten var långt under riktvärdet för förorenad mark (30 mg/kg TS) (Naturvårdsverket 1999b).

4.5 Blyorganiska föreningar

Blyorganiska föreningar i form av tetrametylbly och tetraetylbly kunde ej detekteras i vare sig lakvattnet eller i sedimentet. Detektionsgränsen för lakvatten var 90 respektive 1 µg/l och i sedimentet 0,4 respektive 0,001 mg/kg TS.

4.6 Metaller

Cr (VI) kunde ej detekteras i vare sig vattnet eller i sedimentet. Halten av Cr (VI) i lakvattensedimentet var därmed lägre än 1/10-del av riktvärdet för förorenad mark (Naturvårdsverket 1999b). Cr totalt förelåg i normala koncentrationer i vattnet och i sedimentet i föreliggande studie och i en tidigare studie (Öman 1999).

4.7 Toxicitet

Toxicitetstest med Microtox

Resultaten från toxicitetstester med Microtox visade att provet var "icke-toxiskt" enligt ett testrelaterat sätt att klassificera resultat i Microtox-test. Ingen dosberoende effekt kunde konstateras. Tidigare tester av lakvatten med Microtox-test har gett att EC₅₀, 5 min har varierat mellan 47 % lakvatteninblandning till >>100% och EC₅₀, 15 min har varierat mellan 53 % - >> 100%. Därmed har vissa lakvatten tidigare varit lågtoxiska mot Microtox.

Undersökning av genotoxicitet

För att ett prov ska anses ha en statistiskt sett säkerställd mutagen påverkan på testorganismen ska värdet på den relativa induktionshastigheten vara lika med eller högre än 1,5. Om den relativa induktionshastigheten överstiger 1,2 anses det finnas antydning till mutagena effekter. Proverna från Lindbodarna (2A och 2C) låg under 1,2.

Det ska noteras att det hos provet från lakvattendammen (2A) fanns en viss förhöjning hos induktionsvärdet i test utförda utan metaboliserande system. Detta indikerar att det hos detta prov skulle kunna finnas en antydning till genotoxicitet, men koncentrationerna ligger i så fall under bestämningsgränsen för den använda metoden.

5. Sammanställning av resultat från två studier

I Tabell 12 presenteras en sammanställning av organiska ämnen och ämnesgrupper, metallorganiska föreningar, metaller och andra grundämnen som förekom i lakvattnen och i lakvattensediment från Lindbodarnas avfallsupplag enligt föreliggande och en tidigare studie (Öman 1999). Koncentrationerna var ofta i µg/l och mg/kg TS nivåer.

Tabell 12. Sammanställning av ämnen (organiska, metallorganiska och metaller) som förekom i lakvattnen och i lakvattensediment från Lindbodarnas avfallsupplag enligt föreliggande studie och Öman (1999).

Lakvatten		Lakvattensediment	
Säker identifiering	Preliminär identifiering	Säker identifiering	Preliminär identifiering
Organiska föreningar			
Bensen och alkylerade bensener	Alkaner	Alkylerade bensener	Alkaner
	Trialkylfosfater	Polyaromater	Karboxylsyror
Alkylerade fenoler	Terpenoider (mono- och sesquiterpener)	Di-(2-etylhexyl)ftalat	Alkylerade bensener
Naftalen	N-butyl-bensensulfonamid	Diklorbensen	Naftalen, alkylerade naftalener och alkylerade fenantren
Klorerade bensener	Hydroxi-bensotiazolon	Diklorfenol	Alkylerade fenoler
Klorerade fenoler	Phosphotox el. fosatox-E (alkylerad fosfat)	PCB	Fytol
Bromerade flamskyddsmedel	Elementärt svavel	Klorerade dioxiner och furaner	β-sitosterol och andra växtsteroler el. hopaner
Cyanid	Ftalater (ev. kontaminering vid analys)	Bromerade flamskyddsmedel	Dehydroabietinsyra
Fenoxisyror		DDD och DDE	Diklorbensen
Dietyltoluidin		Cyanid	Elementärt svavel
Bentazon			Ftalater (ev. kontaminering vid analys)
Metallorganiska föreningar			
Metylkviksilver		Metylkviksilver	
		Tennorganiska föreningar	
Metaller			
Ag, Al, As, Ba, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, Ge, Hg, In, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Pd, Pt, Rb, Rh, S, Sb, Se, Te, Tl, Zn.		Ag, Al, As, Ba, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, Ge, Hg, In, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Pd, Pt, Rb, Rh, S, Sb, Se, Te, Tl, Zn.	

6. Ämnen med hormonella effekter

I Tabell 13 presenteras en sammanställning över i) föreningar som tidigare bedömts ha endokrina effekter, ii) föreningar detekterade i Lindbodarna samt iii) föreningar detekterade i lakvatten från andra kommunala avfallsupplag.

Tabell 13. Sammanställning av litteraturuppgifter på föreningar med endokrina effekter (U.S.EPA 1997 och Naturvårdsverket 1999d) samt en jämförelse med vilka av dessa som har uppmätts i lakvatten eller lakvattensediment från avfallsupplaget Lindbodarna enligt föreliggande studier och enligt Öman (1999). Vidare anges vilka av föreningarna med endokrina effekter som tidigare identifierats i avfallsupplag enligt Öman et al (2000a och "submitted").

	<i>Verkan</i>				<i>Har uppmätts</i>	
	Östrogen	Anti-östrogen	Androgen	Anti-androgen	i Lindbodarna	i kommunala avfallsupplag
Alkylfenoler	x				x	x
Nonylfenol	x		x		-	
Nonylfenoletoxylat	x				-	
Oktylfenoletoxylat	x					
Eventuellt PAH	x				x	x
o,p'-DDT	x	x		x	-	-
p,p'-DDE	x	x	x	x	x	-
Vissa PPB	x					
PCB	x				x	x
Bisfenol-A	x			x	Preliminärt	
Tetrabrombisfenol-A	x				x	
β-östradiol	x		x			
Dihydrotestosteron (DHT)	x					
Fluamid	x			x		
Di-n-butylftalat	x				-	x
Butylbensylftalat	x			x	-	-
Dietylstilböstrol (DES)	x		x			
Lindan		x			-	-
2,3,7,8-TCDD		x			-	
2,3,7,8-TCDF					x	
Hydroxitamoxifen		x	x	x		
Tributylenn			x		x	
Vinclozolin				x	-	
Dihydrotestosteron (DHT)						
Etynylöstradiol						
Alachlor						
Dicofol						
Metoxyklor						
Klordan	x				-	
Fytoöstrogener						
Växtsteroler					Preliminärt	

- Analyserad men ej detekterad

Av tabellen framgår att föreningar har identifierats i lakvattnet som tidigare bedömts kunna ha hormonell påverkan på fisk. I Lindbodarna har följande föreningar uppmätts i lakvattnet eller i lakvattensedimentet med tidigare påvisade hormonella effekter; alkylfenoler, PCB, 2,3,7,8-TCDF, tetrabrombisfenol-A, p,p'-DDE, och tributyltenn. Av dessa har p,p'-DDE och tributyltenn visat androgena effekter. Vidare har preliminära identifieringar gjorts av växtsteroler samt bisfenol-A som också tidigare visat hormonella effekter. Det kan noteras att p,p'-DDE som har just androgena effekter ej tidigare har påträffats i lakvatten. Samtidigt är underlaget begränsat och inga slutsatser kan dras men en notering kan göras. Det finns därmed anledning att följa upp detta resultat.

7. Diskussion

- Det ska noteras att endast en bråkdel av de föreningar som förekommer i lakvatten och sediment är möjliga att analysera. Därmed förekommer ett stort antal föreningar som inte kan analyseras och för vilka inga slutsatser kan dras.
- Det är inte möjligt att bedöma påverkan på omgivande miljö av föreningar som eventuellt lämnar deponiområdet. Kunskapen om detta är för de flesta föreningar ännu för låg. Av samma skäl kan eventuella synergieffekter (effekter som orsakas av samtidig påverkan av två eller flera komponenter) inte bedömas.
- Ingen hänsyn har kunnat tas till de koncentrationer i vilka ämnena föreligger i förhållande till utspädningseffekter, effekter av omsättningen av sjövattnet eller föreningarnas potential att bioackumuleras eller brytas ned.

8. Slutsatser

- Det var inte möjligt att säkerställa ett samband mellan de skador som uppmättes hos fisk i sjön Molnbyggen och utsläpp av ämnen från Lindbodarnas avfallsupplag.
- Resultaten bekräftade tidigare resultat som har visat att lakvatten innehåller ett stort antal miljöfarliga komponenter. Flera föreningar har sällan eller aldrig tidigare bestämts i ett lakvatten från avfallsupplag. Därmed var det inte möjligt att utvärdera om dessa föreningar normalt förekommer i lakvatten eller om förekomsten i Lindbodarna är unik. Det kan noteras att resultaten från en tidigare studie som inkluderade föreningar som tidigare har analyserats i lakvatten (Öman 1999) visade att dessa föreningar förelåg i normala koncentrationer.
- Följande ämnen och ämnesgrupper som kan utgöra miljörisker uppmättes i föreliggande studie och i Öman (1999): bensen och alkylerade bensener, alkylerade fenoler, polyaromatiska föreningar, di-(2-etylhexyl)ftalat, klorerade bensener, klore-

rade fenoler, PCB, klorerade dioxiner och furaner, bromerade flamskyddsmedel, cyanid, fenoxysyror, dietyltoluamid, bentazon p,p'-DDD, p,p'-DDE, metylkvicksilver, tennorganiska föreningar, metaller och andra element.

- TCDD-ekvivalenter beräknades i föreliggande studie till 10,2 ng/kg TS. Riktvärdet för förorenad mark är 10 ng/kg TS mätt som TCDD ekvivalenter (Naturvårdsverket 1999b). Därmed förekommer dioxiner i lakvattendammens sediment på den nivå som utgör riktvärdet för förorenad mark.
- Följande bekämpningsmedel uppmättes i föreliggande studie och i Öman (1999) 2,4-D, MCPA, MCPP, diklorprop, p,p'-DDD, p,p'-DDE, bentazon och dietyltoluamid. Resultaten indikerar att förutsättningarna för att detektera eventuella bekämpningsmedel verkade vara ogynnsamma vid föreliggande provtagning.
- Följande föreningar med tidigare påvisade hormonella effekter uppmättes i lakvatten eller i lakvattensedimentet: alkylfenoler, PCB, 2,3,7,8-TCDF, tetrabrombisfenol-A, p,p'-DDE, och tributyltenn. Av dessa har p,p'-DDE och tributyltenn visat androgena effekter. Vidare har preliminära identifieringar gjorts av växtsteroler samt bisfenol-A som också tidigare visat hormonella effekter.
- Saliniteten, kloridkoncentrationen och ammoniumkoncentrationen hade ökat i denna studie i förhållande till tidigare undersökning. Dessa parametrar är avgörande för tolkning av vissa toxicitetsdata. Resultaten visar att koncentrationer av specifika föreningar varierar med tiden i lakvatten från avfallsupplag. Vid manuell vattenprovtagning i fält kan mängden suspenderat material och glödningsresten variera signifikant. Detta kan antas påverka förekomsten av speciellt hydrofoba föreningar i provet.
- Vidare förelåg stora mängder alifater (C22 - C34) som en ytfilm i lakvattendammen. Dessutom var halten av alifater (C5 - C16) och aromater (C8 - C10 samt C10-C35) i sedimentet från lakvattendammen mer än 10 ggr högre än riktvärdet för förorenad mark. Halterna av kolväten som uppmätts i sedimentet i lakvattendammen skulle av Naturvårdsverket klassificeras som "mycket allvarliga" om de hade uppmätts i förorenad mark och enbart härstammat från petroleumprodukter. Eftersom riktvärdena utgår ifrån petroleumkolväten kan de inte direkt överföras till lakvattensediment, samtidigt utgör botten på lakvattendammen en plats som inte kommer att exponeras. Av dessa skäl är resultaten inte nödvändigtvis anmärkningsvärda. Det ska dock noteras att Naturvårdsverket inkluderar avfallsupplag i begreppet förorenad mark. Vidare finns det en risk att det i sedimentet föreligger föreningar som står i kemisk jämvikt med vattenfasen. Om dessa föreningar är miljöstörande skulle detta kunna utgöra en miljörisk.

- Följande ämnen och ämnesgrupper har identifierats preliminärt: karboxylsyror, alkaner, alkylerade naftalener och alkylerade fenantrener, alkylerade fenoler, ftalater (utgörs eventuellt av kontaminering under analysen), trialkylfosfater, phosphotox eller fosatox-E (alkylerad fosfat), terpenoider (mono- och sesquiterpener), N-butylbensensulfonamid, hydroxi-bensotiazolon, fytol, β -sitosterol och andra växtsteroler eller hopaner, dehydroabietinsyra och elementärt svavel.
- Det är idag inte möjligt att bedöma påverkan på omgivande miljö av föreningar som eventuellt lämnar deponiområdet. Av samma skäl kan eventuella synergieffekter (effekter som orsakas av samtidig påverkan av två eller flera komponenter) inte bedömas. Ingen hänsyn har kunna tas till de koncentrationer som ämnena föreligger i förhållande till utspädningseffekter, effekter av omsättningen av sjövattnet eller föreningarnas potential att bioackumuleras eller brytas ned. Det ska dessutom noteras att endast en bråkdel av de föreningar som förekommer i lakvatten och sediment är möjliga att analysera. Därmed förekommer ett stort antal föreningar som inte kan analyseras och för vilka inga slutsatser kan dras.
- Resultaten gav med dagens mått mätt en mycket detaljerad bild av den kemiska sammansättningen av lakvattnet från Lindbodarnas avfallsupplag. Detta utgör ett mycket viktigt underlag för fortsatt forskning kring kemiska ämnens påverkan på omgivande natur.

9. Fortsatt forskning

Fortsatt forskning bör inkludera:

- Karakterisering av andra lakvatten med avseende på miljöstörande föreningar som uppmätts i föreliggande studie. Framtida karakteriseringar bör delvis fokuseras på förekomst av ämnen med hormonpåverkande effekter i lakvatten från avfallsupplag.
- Utveckling av metoder för att förklara hormonella störningar som observerats i fält där flera kemiska och icke-kemiska stressfaktorer kan utgöra orsaken, antingen enskilt eller i samverkan. Vidare krävs information om hur föreningar med skadliga endokrina effekter påverkar individer och populationer av t ex fisk i fält.
- Bestämning av komponenter i ytfilm. Ytfilmer i lakvattendammar har ej tidigare analyserats och det finns anledning att anta att dessa bör ses som en egen matris.
- Utveckling av metoder för provtagning och analys av bekämpningsmedel. Eventuellt finns anledning att upprepa provtagning och bestämning av bekämpningsmedel i lakvatten från Lindbodarna.

10. Referenser

- Appelberg M., Schreiber H., Dahlberg M. och Holmgren K. (1999) Fisksamhällets status i fem sjöar i anslutning till avfallsdeponier. Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet, 178 93 Drottningholm.
- Bergfors, O (muntligt) Leksand kommun, Leksand.
- Dave G. och Nilsson E. (2000) Akut och kronisk toxicitet hos lakvatten från tre avfallsdeponier för *Ceriodaphnia Dubia*. Göteborgs Universitet, Avd. tillämpad miljövetenskap, Göteborg.
- Davis W.P. och Bartone S.A. (1992) Effects of kraft mill effluent on the sexuality of fishes: an environmentally early warning? In Chemically induced alteration in sexual and functional development: The wildlife human connection, Colborn T., Clement C. eds. Princeton Scientific Publishing, Inc Princeton, NJ, 113-127.
- Holmstrand O. (1999) Avfallsupplag Lindbodarna, Miljöbesiktning. Scandiaconsult Sverige AB, Miljö, Göteborg.
- Junestedt C. och Sjöblom J. (2000) Utveckling av metoder för att spåra föroreningar nedströms avfallsupplag. Examensarbete. Avdelningen för industriellt miljöskydd, Tekniska Högskolan i Stockholm.
- Kemikalieinspektionen (1995) Hazard Assessments-Chemical substances selected in the Swedish Sunset project (Supplement to report No 13/94.) Rapport 12/95. Kemikalieinspektionen, Solna.
- Kylin, H (muntligt) Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Uppsala.
- 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.
- May U (1999) UMU-test för bestämning av gentoxicitet hos vatten och avloppsvatten. Rapport 4947, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (1998) Organiska miljögifter. Ett svenskt perspektiv på ett internationellt problem, Monitor 16, Naturvårdsverket, Kundtjänst, 106 48 Stockholm.
- Naturvårdsverket (1999a) Problematiken i Molnbyggen, Dokumentation från en hearing juni 1999. Rapport 5012, Naturvårdsverket, Kundtjänst, 106 48 Stockholm.
- Naturvårdsverket (1999b) Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, vägledning för insamling av underlagsdata. Rapport 4918, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Noaksson E. Tjärnlund U. och Balk L. (1997) Biokemiska, anatomiska och morfologiska studier av fisk från sjön Molnbyggen i Dalarna. Indikationer på endokrina störningar orsakade av lakvatten från en avfallsdeponi. Laboratoriet för akvatisk ekotoxikologi, Inst Tillämpad Miljöforskning, Stockholms Universitet.
- Nordic Council of Ministers (1996) Chemicals with estrogen-like effekts. FritzesAB, Kundtjänst, 106 47 Stockholm.
- Rosén, L. (muntligt) Kemikalieinspektionen, Solna.
- Sohoni, P. och Sumpter J.P. (1998) Several environmental eostrogens are also anti-androgens. J. Endocrinology, 158, 327-339.
- Svensson A. (1993) Microtox-test, en metodbeskrivning. B-1100, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.

- U.S.EPA (1997) Special report on environmental endocrine disruption: An effects assessment and analysis. Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 20460, USA.
- Öman C. (1991) Omvandlingsfaser i ett kommunalt avfallsupplag. B-1017, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm
- Öman C. and Wennberg L. (1997) Utveckling av metoder för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag - Ett-års rapport. B-1280, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Öman C. (1999) Kemisk karakterisering av lakvatten från Lindbodarnas avfallsupplag i Leksand, Delrapport 1. B-1350, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Öman C., Malmberg M. och Wolf-Watz C. (2000a) Handbok för lakvattenkarakterisering - Metodik för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag. B-1354, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Öman C., Malmberg M. och Wolf-Watz C. (2000b) Utveckling av metodik för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag - Slutrapport. B-1353, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Öman, C., Malmberg M, Wolf-Watz C., Junestedt, C. och Anderson, P. (submitted) Characterisation of landfill leachates.

Bilaga 1. Resultat från analys av lakvatten och lakvatten-sediment.

Tabell 1. Resultat från analys av lakvatten och sediment från Lindbodarnas avfallsupplag. Prover med beteckning 1 provtogs i juni 1999, och prover med beteckningen 2 provtogs i maj 2000. Provpunkt A avser lakvattendammen, provpunkt C avser en plats nedanför den äldsta delen av upplaget och D en plats nedanför den del av upplaget där slagg deponerats. Det.- gräns avser detektionsgränsen för den använda metoden och anges när det föreligger analys svar som avser koncentrationer under detektionsgränsen.

LAKVATTEN							LAKVATTENSEDIMENT						
Enhet	Det.-gräns	1A	2A	1C	2C		Enhet	Det. -gräns	1A	2A	1C	2C	2E
ALLMÅN KARAKTERISERING													
pH (lab)		8,7	7,7	7,4	6,8								
Konduktivitet	mS/m	240	230	290	690								
Suspenderad torrsubstans GF/A	mg/l	170	20	7,0	220								
Torrsubstans GF/A (TS)						Vikts-%	20	30	26	72			
Glödningsrest GF/A	mg/l	23	14	4,3	200	Vikts-% av TS	79	90	63	97			
Glödningsförlust						Vikts-% av TS	21	10	37	3			
TOC	mg/l	93	49	73	150	Vikts-% av TS		3,3		0,8			
TOC/Glödningsförlust						%		46		54			
Salinitet	‰	0,96	0,77	0,94	2,6								
Klorid (Cl ⁻)	mg/l	530	410	520	1400								
N-Ammonium (N-NH ₄ ⁺)	mg/l	27	51	54	200								
N-Kjeldahl	mg/l	87	54	56	200								
N-Nitrit+nitrat (N-NO ₂ ⁻ + N-NO ₃ ⁻)	mg/l	11	<0,05	15	3,4								
N-Totalt (N-KJ+N-NO ₂₃)	mg/l	98	54	76	200								
ORGANISKA SUMMAPARAMETRAR													
EGOM	µg/l	50	2600	-	-	85	mg/kg TS	*	3600	800	360	360	
EOX	µg/l	1	1,5	-	-	2,5	mg/kg TS	0,1	1,5	0,5	0,5	0,7	
Totalt extraherbara alifater	µg/l	100	-	-	-		mg/kg TS						
Alifater C5 - C8	µg/l	20	-	-	-		mg/kg TS	10		1400			
Alifater C8 -C10	µg/l	20	-	-	-		mg/kg TS	10		2600			
Alifater C10-C12	µg/l	50	-	-	-		mg/kg TS	20		2100			
Alifater C12-C16	µg/l	50	-	-	-		mg/kg TS	20		570			
Summa alifater C5-C16	µg/l	50	-	-	-		mg/kg TS	20		6700			
Summa alifater C16-C35	µg/l	50	-	-	-		mg/kg TS	20		11			
Totalt extraherbara aromater	µg/l	200	-	-	-								
Aromater C8-C10	µg/l	10	-	-	-		mg/kg TS	5		1300			
Aromater C10-C35	µg/l	10	-	-	-		mg/kg TS	5		44			

- Ämnet har analyserats men ej detekterats

* Detektionsgräns svår att bestämma

Tabell 1 (forts). Resultat från analys av lakvatten och sediment från Lindbodarnas avfallsupplag. Prover med beteckning 1 provtogs i juni 1999, och prover med beteckningen 2 provtogs i maj 2000. Provpunkt A avser lakvattendammen, provpunkt C avser en plats nedanför den äldsta delen av upplaget och D en plats nedanför den del av upplaget där slagg deponerats. Det.- gräns avser detektionsgränsen för den använda metoden och anges när det föreligger analysvar som avser koncentrationer under detektionsgränsen.

LAKVATTEN							LAKVATTENSEDIMENT						
Enhet	Det.-gräns	1A	2A	1C	2C	Enhet	Det. -gräns	1A	2A	1C	2C	2E	
ORGANISKA FÖRENINGAR													
<i>Flyktiga halogenerade alifater</i>													
Diklormetan	µg/l	1,0	-	-	-	-	mg/kg TS	0,1	-	-	-	-	
1,2-Dikloreten	µg/l	0,5	-	-	-	-	mg/kg TS	0,1	-	-	-	-	
1,1-Dikloreten	µg/l	0,1	-	-	-	-	mg/kg TS	0,1	-	-	-	-	
Tetraklormetan	µg/l	0,1	-	-	-	-	mg/kg TS	0,1	-	-	-	-	
Dibrommetan	µg/l	0,5	-	-	-	-							
Bromdiklormetan	µg/l	0,5	-	-	-	-							
Dibromklormetan	µg/l	0,5	-	-	-	-							
Tribrommetan	µg/l	0,5	-	-	-	-							
1,2-Dikloreten	µg/l	0,5	-	-	-	-	mg/kg TS	0,1	-	-	-	-	
1,1,1-Trikloreten	µg/l	0,1	-	-	-	-	mg/kg TS	0,1	-	-	-	-	
1,1,2-Trikloreten	µg/l	0,1	-	-	-	-	mg/kg TS	0,01	-	-	-	-	
1,1,2,2-Tetrakloreten	µg/l	0,5	-	-	-	-							
Hexakloreten	µg/l	0,5	-	-	-	-	mg/kg TS	0,1	-	-	-	-	
1,1-Dikloreten	µg/l	0,5	-	-	-	-	mg/kg TS	0,1	-	-	-	-	
E-1,2-Dikloreten	µg/l	0,5	-	-	-	-	mg/kg TS	0,1	-	-	-	-	
Z-1,2-Dikloreten	µg/l	0,5	-	-	-	-	mg/kg TS	0,1	-	-	-	-	
Trikloreten	µg/l	0,1	-	-	-	-	mg/kg TS	0,1	-	-	-	-	
Tetrakloreten	µg/l	0,1	-	-	-	-	mg/kg TS	0,1	-	-	-	-	
1,2-Diklorpropan	µg/l	0,5	-	-	-	-	mg/kg TS	0,1	-	-	-	-	
1,3-Diklorpropan	µg/l	0,5	-	-	-	-	mg/kg TS	0,1	-	-	-	-	
E/Z-1,3-Diklorpropen	µg/l	0,5	-	-	-	-	mg/kg TS	0,1	-	-	-	-	
1,2,3-Triklorpropan							mg/kg TS	0,1	-	-	-	-	
<i>Bensen och alkylerade bensener</i>													
Bensen	µg/l	0,2	-	-	-	3,3	mg/kg TS	0,05	-	-	-	-	
Toluen	µg/l	0,2	-	-	-	-	mg/kg TS	0,05	-	-	-	-	
Etylbensen	µg/l	0,2	-	-	-	2,4	mg/kg TS	0,05	-	-	1,8	-	
Summa xylener	µg/l	0,2	-	-	-	3,9	mg/kg TS	0,05	-	-	2,6	-	
Styren	µg/l	0,2	-	-	-	-	mg/kg TS	0,05	-	-	-	-	
n-Propylbensen	µg/l	0,2	-	-	-	2,8	mg/kg TS	0,05	0,17	-	-	-	
tert-Butylbensen	µg/l	0,2	-	-	-	2,3	mg/kg TS	0,05	-	-	-	-	
1,2,3-Trimetylbensen	µg/l	0,2	-	-	-	1,0	mg/kg TS	0,05	-	-	-	-	
1,2,4-Trimetylbensen	µg/l	0,2	-	-	-	17	mg/kg TS	0,05	1,5	-	-	-	
Kumen (1-Metyl-etylbensen)	µg/l	0,2	-	-	-	1,3	mg/kg TS	0,05	-	-	-	-	
o-Etyltoluen	µg/l	0,2	-	-	-	0,7	mg/kg TS	0,05	-	-	-	-	
m-Etyltoluen	µg/l	0,2	-	-	-	-	mg/kg TS	0,05	0,53	-	-	-	
p-Etyltoluen	µg/l	0,2	-	-	-	1,0	mg/kg TS	0,05	0,55	-	-	-	

- Ämnet har analyserats men ej detekterats

Tabell 1 (forts). Resultat från analys av lakvatten och sediment från Lindbodarnas avfallsupplag. Prover med beteckning 1 provtogs i juni 1999, och prover med beteckningen 2 provtogs i maj 2000. Provpunkt A avser lakvattendammen, provpunkt C avser en plats nedanför den äldsta delen av upplaget och D en plats nedanför del den av upplaget där slagg deponerats. Det.- gräns avser detektionsgränsen för den använda metoden och anges när det föreligger analysvar som avser koncentrationer under detektionsgränsen.

LAKVATTEN							LAKVATTENSEDIMENT						
	Enhet	Det.- gräns	1A	2A	1C	2C	Enhet	Det. - gräns	1A	2A	1C	2C	2E
Fenol och alkylerade fenoler													
Fenol	µg/l	1	-	-	-	-	mg/kg TS	1	-	-	-	-	-
o-Kresol	µg/l	1	-	-	-	-	mg/kg TS	1	-	-	-	-	-
m- + p-Kresol	µg/l	1	-	-	-	-	mg/kg TS	1	-	-	-	-	-
2,3-Dimetylfenol	µg/l	1	-	-	-	-	mg/kg TS	1	-	-	-	-	-
2,4-Dimetylfenol	µg/l	1	-	-	-	-	mg/kg TS	1	-	-	-	-	-
2,5-Dimetylfenol	µg/l	1	-	-	-	-	mg/kg TS	1	-	-	-	-	-
2,6-Dimetylfenol	µg/l	1	-	-	-	-	mg/kg TS	1	-	-	-	-	-
3,4-Dimetylfenol	µg/l	1	-	-	-	-	mg/kg TS	1	-	-	-	-	-
3,5-Dimetylfenol	µg/l	1	-	-	-	-	mg/kg TS	1	-	-	-	-	-
2,3,5-Trimetylfenol	µg/l	1	-	-	-	-	mg/kg TS	1	-	-	-	-	-
2,4,6-Trimetylfenol	µg/l	1	-	-	-	-	mg/kg TS	1	-	-	-	-	-
2-Etylfenol	µg/l	1	-	-	-	-	mg/kg TS	1	-	-	-	-	-
3-Etylfenol	µg/l	1	-	-	-	-	mg/kg TS	1	-	-	-	-	-
4-Etylfenol	µg/l	1	-	-	-	-	mg/kg TS	4	-	-	-	-	-
2-Isopropylfenol	µg/l	1	-	-	-	3,0	mg/kg TS	1	-	-	-	-	-
2-n-Propylfenol	µg/l	1	-	-	-	-	mg/kg TS	1	-	-	-	-	-
3-t-Butylfenol	µg/l	1	-	-	-	4,9	mg/kg TS	1	-	-	-	-	-
4-Nonylfenol	µg/l	0,2	-	-	-	-	mg/kg TS	0,05	-	-	-	-	-
Oktylfenol	µg/l	0,2	-	-	-	-	mg/kg TS	0,05	-	-	-	-	-
Nonylfenoletoxilater													
NF-monoetoxilat	µg/l	10	-	-	-	-	mg/kg TS	10	-	-	-	-	-
NF-dietoxilat	µg/l	10	-	-	-	-	mg/kg TS	10	-	-	-	-	-
Klorerade bensener och klorerade alkylbensener													
Monoklorbensen	µg/l	0,2	-	-	-	0,80	mg/kg TS	0,05	-	-	-	-	-
1,2-Diklorbensen	µg/l	0,2	-	-	-	0,50	mg/kg TS	0,1	-	-	-	-	-
1,3-Diklorbensen	µg/l	0,2	-	-	-	-	mg/kg TS	-	-	-	-	-	-
1,4-Diklorbensen	µg/l	0,2	-	-	-	0,70	mg/kg TS	0,1	-	-	0,06	-	-
1,2,3-Triklorbensen	µg/l	0,5	-	-	-	-	mg/kg TS	0,1	-	-	-	-	-
1,2,4-Triklorbensen	µg/l	0,5	-	-	-	-	mg/kg TS	0,1	-	-	-	-	-
1,3,5-Triklorbensen	µg/l	0,5	-	-	-	-	mg/kg TS	0,1	-	-	-	-	-
o-Klortoluen	µg/l	0,2	-	-	-	-	mg/kgTS	0,05	-	-	-	-	-

- Ämnet har analyserats men ej detekterats

Tabell 1 (forts). Resultat från analys av lakvatten och sediment från Lindbodarnas avfallsupplag. Prover med beteckning 1 provtogs i juni 1999, och prover med beteckningen 2 provtogs i maj 2000. Provpunkt A avser lakvattendammen, provpunkt C avser en plats nedanför den äldsta delen av upplaget och D en plats nedanför den del av upplaget där slagg deponerats. Det.- gräns avser detektionsgränsen för den använda metoden och anges när det föreligger analysvar som avser koncentrationer under detektionsgränsen.

LAKVATTEN						LAKVATTENSEDIMENT						
Enhet	Det.- gräns	1A	2A	1C	2C	Enhet	Det. - gräns	1A	2A	1C	2C	2E
Polyklorerade dibenso-p-dioxiner (PCDD) och polyklorerade dibensofuraner (PCDF)												
2,3,7,8-TetraCDD						ng/kg TS	2	-				-
1,2,3,7,8-PentaCDD						ng/kg TS	4	-				-
1,2,3,4,7,8-HexaCDD						ng/kg TS	6	-				-
1,2,3,6,7,8-HexaCDD						ng/kg TS	6	12				-
1,2,3,7,8,9-HexaCDD						ng/kg TS	6	-				-
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD						ng/kg TS	6	27				-
Oktaklordibensdioxin						ng/kg TS	8	184				-
2,3,7,8-TetraCDF						ng/kg TS	2	6,3				-
1,2,3,7,8-PentaCDF						ng/kg TS	4	19				-
2,3,4,7,8-PentaCDF						ng/kg TS	4	9,7				-
1,2,3,4,7,8-HexaCDF						ng/kg TS	6	7,9				-
1,2,3,6,7,8-HexaCDF						ng/kg TS	6	14				-
1,2,3,7,8,9-HexaCDF						ng/kg TS	6	-				-
2,3,4,6,7,8-HexaCDF						ng/kg TS	6	-				-
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDF						ng/kg TS	6	14				-
1,2,3,4,7,8,9-HeptaCDF						ng/kg TS	6	-				-
Oktaklordibensfuran						ng/kg TS	8-10	-				-
Bromerade flamskyddsmedel												
BDE 47	ng/l		8,5		12	µg/kg TS		4,5			0,21	
BDE 99	ng/l		7,8		11	µg/kg TS		2,9			0,19	
BDE 100	ng/l		1,7		2,0	µg/kg TS		0,71			0,05	
Tetrabromdifenyli-eter, TeBDE	ng/l		9,6		13	µg/kg TS	0,50	5,2			-	
Pentabromdifenyli-eter, PeBDE	ng/l		9,9		13	µg/kg TS	0,50	3,8			-	
Hexabromdifenyli-eter, HxBDE	ng/l		2,0		2,0	µg/kg TS	0,50	-			-	
Heptabromdifenyli-eter, HpBDE	ng/l	2,0	-		5,0	µg/kg TS	1,0	-			-	
Oktabromdifenyli-eter, OBDE	ng/l		5,0		56	µg/kg TS	1,0	-			-	
Nonabromdifenyli-eter, NBDE	ng/l		46		1100	µg/kg TS	1,0	-			-	
Dekabromdifenyli-eter, DeBDE	ng/l		110		4200	µg/kg TS	5,0	-			-	
Tetrabrombisfenol-A, TBBA	ng/l		9,0		20	µg/kg TS		5,0			1,4	
Dekabrombifenyl, DeBB	ng/l	10	-		-	µg/kg TS	5,0	-			-	
Hexabromcyklododekan, HBCD	ng/l	1	-		-	µg/kg TS	0,5	-			-	

- Ämnet har analyserats men ej detekterats

Tabell 1 (forts). Resultat från analys av lakvatten och sediment från Lindbodarnas avfallsupplag. Prover med beteckning 1 provtogs i juni 1999, och prover med beteckningen 2 provtogs i maj 2000. Provpunkt A avser lakvattendammen, provpunkt C avser en plats nedanför den äldsta delen av upplaget och D en plats nedanför del den av upplaget där slagg deponerats. Det.- gräns avser detektionsgränsen för den använda metoden och anges när det föreligger analysvar som avser koncentrationer under detektionsgränsen.

LAKVATTEN							LAKVATTENSEDIMENT						
	Enhet	Det.- gräns	1A	2A	1C	2C	Enhet	Det. - gräns	1A	2A	1C	2C	2E
Bekämpningsmedel - Fenoxisyror													
2,4-D	µg/l	0,02	0,15	0,90	-	-							
Diklorprop (2,4-DP)	µg/l	0,05		0,2		0,08							
MCPA	µg/l	0,02	3,9	0,05	0,06	-							
Mecoprop (MCP)	µg/l	0,05	0,15	0,1	-	0,04							
Bekämpningsmedel – Analys enligt Fenoxisyrametoden													
Klopyralid	µg/l	0,1		-		-							
Bentazon	µg/l			0,4		4,0							
Fluroxipyr	µg/l	0,05		-		-							
Bekämpningsmedel – Glyfosat													
AMPA	µg/l	0,2		-		-							
Glyfosat	µg/l	0,05		-		-							
Bekämpningsmedel – Analys enligt Multimetoden													
Aldrin							mg/kg TS	0,006		-		-	
Alfa-cypermetrin							mg/kg TS	0,01		-		-	
Aklonifen	µg/l	0,10		-		-							
Alfa-cypermetrin	µg/l	0,10		-		-							
Atrazin	µg/l	0,05		-		-	mg/kg TS	0,01		-		-	
Atrazin-desentyl	µg/l	0,05		-		-							
Azinfosmetyl	µg/l	0,10		-		-							
BAM (2,6-diklorbenzamid)	µg/l	0,20		-		-							
Benazolin-etylexer	µg/l	0,10		-		-							
Bitertanol	µg/l	0,30		-		-							
Cyanazin	µg/l	0,10		-		-							
Cyflutrין	µg/l	0,06		-		-	mg/kg TS	0,060		-		-	
Cypermetrin	µg/l	0,20		-		-	mg/kg TS	0,200		-		-	
Deltametrin	µg/l	0,10		-		-							
Desmedifam	µg/l	1,00		-		-							
Diazinon	µg/l	0,05		-		-							
Diflufenikan	µg/l	0,10		-		-							
Diklobenil	µg/l	0,03		-		-							
Dimetoat	µg/l	0,05		-		-							
Diuron							mg/kg TS	0,060		-		-	
Endosulfan-alfa	µg/l	0,10		-		-							
Endosulfan-beta	µg/l	0,10		-		-							
Endosulfansulfat	µg/l	0,10		-		-							
Esfenvalerat	µg/l	0,08		-		-	mg/kg TS	0,020		-		-	
Etofumesat	µg/l	0,05		-		-	mg/kg TS	0,020		-		-	
Fenitrotion	µg/l	0,10		-		-							
Fenmedifam	µg/l	1,00		-		-							
Fenpropimorf	µg/l	0,10		-		-	mg/kg TS	0,030		-		-	
Hexazinon	µg/l	0,05		-		-							
Imazalil	µg/l	0,50		-		-							

- Ämnet har analyserats men ej detekterats

Tabell 1 (forts). Resultat från analys av lakvatten och sediment från Lindbodarnas avfallsupplag. Prover med beteckning 1 provtogs i juni 1999, och prover med beteckningen 2 provtogs i maj 2000. Provpunkt A avser lakvattendammen, provpunkt C avser en plats nedanför den äldsta delen av upplaget och D en plats nedanför den del av upplaget där slagg deponerats. Det.- gräns avser detektionsgränsen för den använda metoden och anges när det föreligger analysvar som avser koncentrationer under detektionsgränsen.

LAKVATTEN						LAKVATTENSEDIMENT					
	Enhet	Det.- gräns	1A	2A	1C 2C	Enhet	Det. - gräns	1A	2A	1C 2C	2E
Bekämpningsmedel - Multi-analys (forts)											
Ioxinil-oktansyraester	µg/l	0,10		-	-						
Iprodion	µg/l	0,20		-	-						
Isoproturon	µg/l	0,05		-	-	mg/kg TS	0,010		-		-
Kaptan	µg/l	0,10		-	-						
Karbofuran	µg/l	0,20		-	-						
Karbosulfan	µg/l	0,60		-	-						
Karboxin	µg/l	0,50		-	-						
Klordan-gamma						mg/kg TS	0,006		-		-
Klorfeninfos	µg/l	0,10		-	-	mg/kg TS	0,006		-		-
Kloridazon	µg/l	0,20		-	-						
Lambda-cyhalotrin (karate)	µg/l	0,10		-	-	mg/kg TS	0,020		-		-
Merkaptodimetur (metiokarb)	µg/l	0,20		-	-						
Metabenstiazuron	µg/l	0,30		-	-						
Metalaxyl	µg/l	0,20		-	-						
Metamitron	µg/l	0,20		-	-						
Metazoklor	µg/l	0,05		-	-						
Metribuzin	µg/l	0,10		-	-						
Mevinfos	µg/l	0,10		-	-						
Pendimetalin	µg/l	0,10		-	-						
Penkonazol	µg/l	0,10		-	-						
Permetrin	µg/l	0,20		-	-	mg/kg TS	0,070		-		-
Pirimikarb	µg/l	0,05		-	-	mg/kg TS	0,070		-		-
Prokloraz	µg/l	0,20		-	-						
Propikonazol	µg/l	0,20		-	-	mg/kg TS	0,050		-		-
Prosulfokarb	µg/l	0,10		-	-						
Propyzamid	µg/l	0,10		-	-						
Simazin	µg/l	0,05		-	-						
Sulfotep	µg/l	0,05		-	-						
Tertbutryn	µg/l	0,10		-	-						
Tertbutylazin	µg/l	0,05		-	-	mg/kg TS	0,007		-		-
Tetradifon	µg/l	0,05		-	-						
Tiabendazol	µg/l	0,50		-	-						
Tolklofos-metyl	µg/l	0,05		-	-						
Tolyfluamid	µg/l	0,20		-	-						
Triadimefon	µg/l	0,20		-	-						
Vinklozolin						mg/kg TS	0,006		-		-
Klorerade paraffiner						mg/kgTS	5				

- Ämnet har analyserats men ej detekterats

Tabell 1 (forts). Resultat från analys av lakvatten och sediment från Lindbodarnas avfallsupplag. Prover med beteckning 1 provtogs i juni 1999, och prover med beteckningen 2 provtogs i maj 2000. Provpunkt A avser lakvattendammen, provpunkt C avser en plats nedanför den äldsta delen av upplaget och D en plats nedanför den del av upplaget där slagg deponerats. Det.- gräns avser detektionsgränsen för den använda metoden och anges när det föreligger analysvar som avser koncentrationer under detektionsgränsen.

	LAKVATTEN						LAKVATTENSEDIMENT						
	Enhet	Det.-gräns	1A	2A	1C	2C	Enhet	Det. -gräns	1A	2A	1C	2C	2E
Lösningsmedel													
MTBE	µg/l	0,2		-		-	mg/kg TS	0,05		-		-	
Metylisobutylketon	µg/l	1		-		-	mg/kg TS	0,1		-		-	
Cyklohexan	µg/l	0,5		-		-	mg/kg TS	0,1		-		-	
Di-isopropyleter	µg/l	0,5		-		-	mg/kg TS	0,1		-		-	
Dicyklopentadien	µg/l	0,5		-		-	mg/kg TS	0,1		-		-	
Dimetoxymetan	µg/l	1		-		-	mg/kg TS	0,5		-		-	
Dimetyldisulfid	µg/l	1		-		-	mg/kg TS	0,5		-		-	
Epiklorhydrid	µg/l	10		-		-	mg/kg TS	1		-		-	
Metylmetakrylat	µg/l	1		-		-	mg/kg TS	0,5		-		-	
Koldisulfid		1		-		-		0,5		-		-	
Övriga													
Naftalen	µg/l	0,2				1,7	mg/kg TS	0,05		0,30		-	
Formaldehyd	µg/l	50				-						-	
Cyanid fri	µg/l	3				-	mg/kg TS	1		-		-	
Cyanid total	µg/l			16		180	mg/kg TS	1		1,8		-	
METALLORGANISKA FÖRENINGAR													
Tetrametylbly	µg/l	90				-	mg/kg TS	0,4		-		-	
Tetraetylbly	µg/l	1				-	mg/kg TS	0,001		-		-	
METALLER													
Cr	µg/l	0,9	3,2	1,4	2,1	6,6	mg/kg TS	0,1	30	16	17	4	
Cr 6+	µg/l	20				-	mg/kg TS	0,3		-		-	
TOXICITET													
Microtox, EC20, 5min	%- in-blandning					>>100							
Microtox, EC20, 15min	%- in-blandning					>>100							
Microtox, EC50, 5min	%- in-blandning					>>100							
Microtox, EC50, 15min	%- in-blandning					>>100							
GENTOXICITET													
Relativ induktionshastighet						<1,2						<1,2	

- Ämnet har analyserats men ej detekterats

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 arbetet för ett bärkraftigt samhälle.

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

Forskning- 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 publikationsservice registreras i IVLs A-serie. Resultat redovisas även vid seminarier, föreläsningar och konferenser.



IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd

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

P.O.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 77 80
Fax: +46 472 26 77 90

www.ivl.se