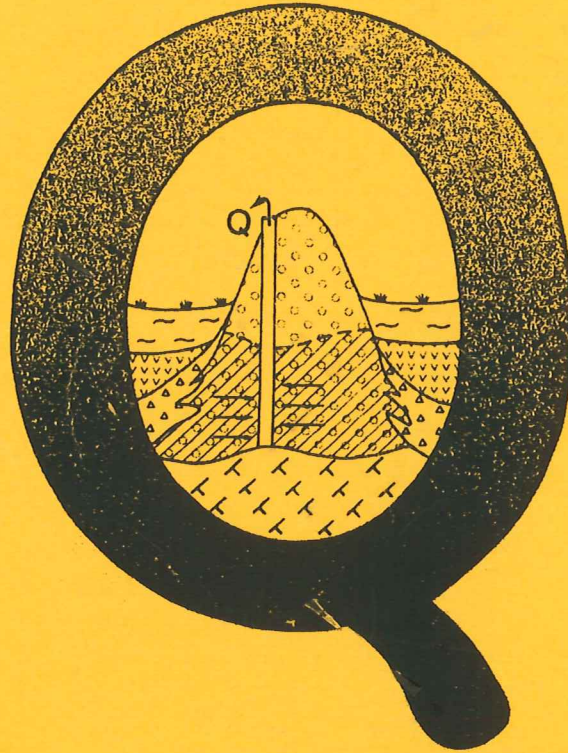


EXAMENSARBETE I GEOLOGI VID
LUNDS UNIVERSITET

Kvartärgeologi

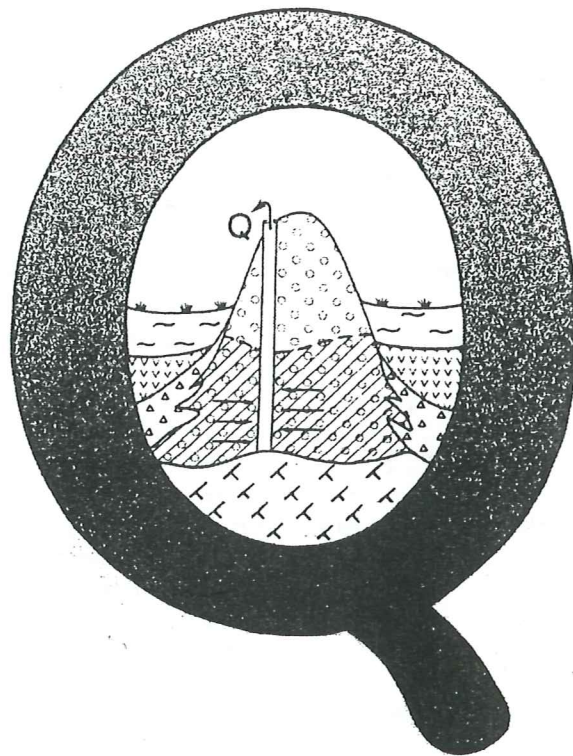


Kontrollprogram vid avfallsupplag - en utvärdering

Maria Björngreen

EXAMENSARBETE I GEOLOGI VID LUNDS UNIVERSITET

Kvartärgeologi



Kontrollprogram vid avfallsupplag - en utvärdering

Maria Björngreen

Innehållsförteckning

Abstract	1
Inledning	2
Del I - Teoretisk studie	3
1 Historik och definitioner	4
1.1 Avfallshistorik	4
1.2 Definition av lakvatten	4
1.3 Kontrollprogram	4
2 Lakvattenkaraktistik	5
2.1 Lakvattnet som en lösning av olika ämnen	5
2.2 Lakvattnets sammansättning	6
2.3 Variationer i lakvattnets sammansättning	6
2.4 Svenska förhållanden	7
3 Processer som påverkar lakvattensammansättningen och lakvattenbildningen	9
3.1 Avfallsupplaget, som innefattar avfallet och det geologiska täckmaterialet.	9
3.1.1 Processer i avfallsupplag	9
3.1.2 Utvecklingsfaserna i avfallsupplag	11
3.1.3 Markvattenmagasinets funktion	12
3.1.4 Lakvattenbildning	14
3.1.5 Lakvattnets rörelse i avfallet	14
3.2 De geologiska avlagringarna längs det förorenade grundvattnets flödesriktning.	14
3.2.1 Organiskt material	14
3.2.2 Oorganiskt material	14
3.2.3 Järn och mangan	16
3.2.4 Tungmetaller	19
3.2.5 Lakvattnets rörelse i grundvattnet	19
4 Lakvattenmängd	22
4.1 Klimatologiska förhållanden	22
4.2 Vattenbalansberäkningar	23
4.3 Vattenbalanskvationer	23
5 Ytvatten- och grundvattenkontroll	25
6 Provtagningsmetodik	26
6.1 Indirekta metoder	26
6.2 Grundvattenprovtagning	26
6.3 Faser i kontrollprogrammet	26
6.4 Provtagningsmetoder	27
7 Provtagningsfrekvens	28
8 Kontrollparametrar	29
9 Uppföljning	31
10 Sammanfattning	32

Del II - Filborna och Rönneholms avfallsupplag	35
1 Inledning	36
2 Metodik och utförda undersökningar	37
3 Beskrivningar över avfallsupplagens omgivning, geologi och hydrologi	38
3.1 Filborna	38
3.1.1 Läge och omgivning	38
3.1.2 Geologi	38
3.1.3 Ytvatten	40
3.1.4 Grundvatten	41
3.1.5 Lakvattenbehandling	42
3.2 Rönneholm	42
3.2.1 Läge och omgivning	42
3.2.2 Geologi	43
3.2.3 Ytvatten	44
3.2.4 Grundvatten	44
3.2.5 Lakvattenbehandling	45
4 Resultat och tolkning	47
4.1 Filborna	47
4.1.1 Lakvattenmängder	47
4.1.2 Lakvattnets karaktär	47
4.1.3 Provtagningsresultat från observationsrör G2 till G11	48
4.1.4 Metallundersökningar	48
4.1.5 Provtagningar i ytvattnet uppströms och nedströms upplaget	49
4.1.6 Vattenståndsmätningar	49
4.1.7 Tolkning av resultat från Filborna avfallsupplag	49
4.2 Rönneholm	50
4.2.1 Lakvattenmängder	51
4.2.2 Lakvattnets karaktär	51
4.2.3 Provtagningsresultat från observationsrör 28 och 30	52
4.2.4 Metallundersökningar	52
4.2.5 Provtagningar i ytvattnet uppströms och nedströms upplaget	52
4.2.6 Provtagningsresultat av konduktiviteten i de yttre och inre lakvattendikena och observationsrör 39	52
4.2.7 Vattenståndsmätningar	53
4.2.8 Tolkning av resultat från Rönneholms avfallsupplag	53
4.3 Filborna och Rönneholm - en jämförelse	54
4.4 Geokemiska analyser och bäckvattenväxtanalyser vid Filborna och Rönneholm	55
5 Kontrollprogrammets funktion vid Filborna och Rönneholms avfallsupplag	56
6 Slutsatser	58
Tack	59
Referenser	60
Ordförklaringar	63

Bilagor

Diagrambilagor 1-22

- Bilaga 1** Sammanställning av medelvärden på lakvattnets sammansättning efter klimatologisk indelning
- Bilaga 2.1** Schema för mätning och provtagningar vid Filborna avfallsupplag enligt kontrollprogram fastställt av länsstyrelsen 1995-03-23
- Bilaga 2.2** Sammanställning av analysresultat i provtagningspunkterna L1 och L2 vid Filborna avfallsupplag 1980-1994
- Bilaga 2.3** Sammanställning av analysresultat i grundvattenrören G2 - G11 vid Filborna avfallsupplag 1980-1995
- Bilaga 2.4** Sammanställning av analysresultat i ytvattnet uppströms och nedströms Filborna avfallsupplag 1980-1994
- Bilaga 2.5** Sammanställning av analysresultat i grundvattenrören G1, G4, G5 samt G6 vid Rökille avfallsupplag 1980-1995
- Bilaga 2.6** Sammanställning av analysresultat i ytvattnet uppströms och nedströms Rökille avfallsupplag 1980-1995
- Bilaga 2.7** Sammanställning av vattennivåer i grundvattenrör G2-G11 vid Filborna avfallsupplag samt nederbördsdata
- Bilaga 2.8** Sammanställning av lakvattenbildning vid Filborna avfallsupplag samt nederbördsdata
- Bilaga 3.1** Schema för mätning och provtagningar vid Rönneholms avfallsupplag enligt kontrollprogram fastställt av länsstyrelsen 1985-06-27
- Bilaga 3.2** Sammanställning av analysresultat i provtagningspunkt LD 32 vid Rönneholms avfallsupplag 1981-1994
- Bilaga 3.3** Sammanställning av analysresultat i observationsrören 28 och 30 vid Rönneholms avfallsupplag 1981-1994
- Bilaga 3.4** Sammanställning av järnhalten i observationsrör 28 och 30 samt i provtagningspunkt LD 32 (lakvattendammen) vid Rönneholms avfallsupplag 1981-1994
- Bilaga 3.5** Sammanställning av analysresultat i provtagningspunkterna 2 och 4 i västra diket vid Rönneholms avfallsupplag 1981-1994
- Bilaga 3.6** Sammanställning av konduktiviteten i lakvattendammen, inre och yttre lakvattendiken samt i observationsrör 39 vid Rönneholms avfallsupplag 1983-1994
- Bilaga 3.7** Sammanställning av vattennivåer i observationsrören 28, 30 och 39 samt av nederbörden vid Rönneholms avfallsupplag 1982-1994
- Bilaga 3.8** Sammanställning av vattennivåer i observationsrören 41-44 samt av nederbörden vid Rönneholms avfallsupplag 1987-1994
- Bilaga 3.9** Sammanställning av vattennivåer i inre och yttre lakvattendiken samt i lakvattendammen vid Rönneholms avfallsupplag 1985-1994
- Bilaga 3.10** Sammanställning av lakvattenmängder, utsläpp av lakvatten till diken, bevattningsmängder samt årsnederbörden vid Rönneholms avfallsupplag
- Bilaga 4** Sammanställning av geokemiska analyser och bäckvattenanalyser utförda av SGU hösten 1995
- Bilaga 5** Sammanställning av några av de undersökningar och utredningar som gjorts över Filborna och Rönneholm

Abstract

Groundwater control monitoring programmes are established at sanitary landfills to document that the ground water, and surface water, are not being polluted by the landfill. The first part of this paper (a literature review) discusses the principal elements of a groundwater control monitoring programme, with focus on control principles, location of observations wells, or monitoring wells, indicator parameters, control cards for data evaluation, as well as leachate quality and quantity. The literature review showed that the design of a groundwater control monitoring programme depends upon local conditions - such as hydrogeology and sensitivity, and characteristics of landfill leachate.

Landfill leachate quality data are dependent upon degradation stage(s) of the landfill (e.g. acid phase, methanogenic phase), and attenuation processes, such as dilution, dispersion and sorption. Landfill leachate quantity data are dependent upon climatic factors and infiltration rates. In the second part of this paper (part II) the ground water control monitoring programmes at two landfills in southern Sweden (Filborna and Rönneholm) are evaluated. The evaluation showed that location of observation, or monitoring wells are of great importance to establish if groundwater or surface water are being polluted.

Inledning

Dagens deponier - avfallsupplag - utgör en potentiell föroreningsrisk för sin omgivning främst genom det lakvatten som bildas och kan spridas ner i undergrunden och/eller till omgivningen. (ex. Seman 1986; Christensen *et al.* 1991; Baccini *et al.* 1987).

De avfallsupplag som är aktiva idag har s.k. kontrollprogram för att upptäcka eventuella läckage av lakvatten ut i ytvatten och grundvatten. Att utforma dessa kontrollprogram är emellertid inte lätt eftersom kunskaperna om t.ex. lakvattnets spridningsmekanismer i grundvatten och hur lakvattenplymen rör sig är dåliga (ex. Christensen och Kjeldsen 1992). Detta gäller även för kunskapen om de kemiska och de biologiska processer som orsakar attenuation (förtunning) av föroreningarna i avfallsupplagen (ex. Nicholson *et al.* 1983).

Eftersom det är svårt att utforma kontrollprogram bör dessa enligt Christensen och Kjeldsen (1992) utvärderas efter några års drift. Länsstyrel-

sen i Malmöhus län önskade en genomgång av idag existerande kontrollprogram, varvid de data som samlats in genom åren skulle utvärderas. Länsstyrelsen valde ut tre upplag vars kontrollprogram skulle utvärderas: Filborna utanför Helsingborg, Rönneholm utanför Eslöv och Stavröd utanför Hörby.

I denna uppsats tar jag upp problematiken med kontrollprogram vid avfallsupplag. Uppsatsen är indelad i en teoretisk studie över de processer som verkar i avfallsupplag och vid lakvattenbildning samt syftet med och uppbyggnad av kontrollprogram; del I. Del II behandlar lakvattnet vid Rönneholms avfallsupplag och Filborna avfallsupplag, ett försök att se om en eventuell långtidspåverkan föreligger på omgivande ytvatten och grundvatten av lakvatten samt en utvärdering av dessa upplags kontrollprogram. Tyvärr föll Stavröds avfallsupplag bort p.g.a. bristfälliga data och i brist på tid.

**Del I -
Teoretisk studie**

1 Historik och definitioner

1.1 Avfallshistorik

Deponering av avfall är ingen ny behandlingsmetod. Tills för några decennier sedan användes olika former av "hål" i naturen för att bli av med sopor. Nedlagda grustäkter var t.ex. frekvent använda platser. Det var bara större tätorter och industrier som använde sig av större anläggningar vars lokalisering grundade sig på en aktiv planering (Karlqvist och Olsson 1983). I vår tid har miljömedvetenhet lett fram till en mer centraliserad avfallshantering. Från mitten av 1970-talet till början av 1980-talet mer än halverades antalet aktiva deponier (Hult och Möller 1983). 1990 hade nästan hälften av de vid 1980 aktiva deponierna försvunnit. (SCB 1990). Samtidigt som deponier minskade i antal har andelen deponerade sopor minskat, trots det kommer en del av soporna även i den närmaste framtiden att deponeras (Seman 1986) och på så sätt ge upphov till lakvatten.

Idag skall upplagen lokaliseras till så bra områden för verksamheten som möjligt. Faktorer som geologiska och hydrologiska förhållanden, transportsträckor för avfallet, e.t.c., bestämmer vad som är den bästa lokaliseringen. Eftersom avfallsdeponier idag betraktas som miljöfarlig verksamhet enligt miljöskyddslagen är deponier förprövningspliktiga enligt denna förordning. När tillstånd för deponering lämnas ställs höga krav på hanteringen av deponin (Karlqvist och Olsson 1983).

1.2 Definition av lakvatten

Vattenlösliga ämnen urlakas ur avfallsupplag då nederbördsvatten tränger in. Dessa ämnen transporteras ner genom avfallet och för med sig produkter som bildats vid nedbrytningsprocesser i upplaget. Detta förorenade sjunkvatten utgör lak-

vattenperkolatet. När detta perkolat uppträder utspätt med yt- och grundvatten i diken och bassänger utgör det lakvattnet (SNV Meddelande 1982:2, 1982).

1.3 Kontrollprogram

Det är lakvattnet som anses som det allvarligaste miljöproblemet vid avfallsuppläggning (Baccini *et al.* 1987; Ehrig 1989b; Lagerkvist 1986), även om både gas och lakvatten kan påverka omgivningen negativt, och vid de flesta avfallsupplag vidtas dyrbara metoder för att hindra förorening av grundvattnet. Enligt RVF 93:10 (1993); Christensen och Kjeldsen (1992); Christensen *et al.* (1991) och Carabelli *et al.* (1991) skall ett kontrollprogram för avfallsupplag vara ett instrument för kontroll både av anläggningens påverkan på omgivande miljö och av att verksamheten bedrivs enligt gällande tillstånd, d.v.s. meningen med kontrollprogram är att dokumentera effektiviteten av isolering av avfallet från omgivning och grundvattnet.

Christensen och Kjeldsen (1992) påpekar att kontrollprogrammen är menade att upptäcka det oväntade, t.ex. ett läckage till omgivningen - trots alla vidtagna åtgärder - med på förhand okänd ursprungsposition, spridningshastighet och okänt rörelsemönster. Detta gör att ett enkelt och samtidigt pålitligt kontrollprogram är svårt att konstruera. Trots det är det viktigt att kontrollprogrammet signalerar en så tidig varning att skadebegränsande åtgärder hinner vidtas innan en allvarlig försämring av grundvattenkvaliteten har skett. Kostnaden för kontrollprogram kommer dessutom att kvarstå långt efter det att deponin tagits ur bruk eftersom läckage kan leda till förändrad grundvattenkvalitet under flera hundra år framåt (Christensen och Kjeldsen 1992).

2 Lakvattenkaraktistik

Vad är BOD

När kontrollprogram utformas skall olika parametrar väljas ut för regelbunden kontroll av lakvattnet. Den kunskap man har idag gör att valet av dessa parametrar till stor del kan standardiseras enligt RVF 93:10 (1993), d.v.s. den kunskap man har om hur sammansättningen i ett lakvatten varierar med tiden och vad lakvatten vanligen består av, gör att man vid utformning av kontrollprogram kan välja ut några standardparametrar till provtagning och eventuellt lägga till parametrar som är specifika för upplaget i fråga.

2.1 Lakvattnet som en lösning av olika ämnen

Christensen *et al.* (1994) karakteriserar lakvatten från avfallsupplag med hushållssopor och industriavfall som en vattenbaserad lösning av fyra föroreningsgrupper.

1. Löst organiskt material uttryckt som kemiskt syrekrävande (COD) eller totalt organiskt kol (TOC). TOC anger endast koncentrationen av

kol i det organiska materialet (Nilsson *et al.* 1994), inkluderande metan och rörliga fettsyror.

2. Antropogenspecifika organiska föreningar (ASOCs). Dessa härrör från hushållsavfall eller industrikemikalier och finns i relativt små koncentrationer i lakvattnet (oftast mg/l). Dessa ämnen inkluderar bl.a. aromatiska kolväten, fenoler och klorerade alifater (organiska föreningar som har kolatomerna bundna i kedjor).
3. Oorganiska makroämnen som kalcium (Ca^{2+}), magnesium (Mg^{2+}), natrium (Na^+), kalium (K^+), ammonium (NH_4^+), järn (Fe^{2+}), mangan (Mn^{2+}), klorid (Cl^-), sulfat (SO_4^{2-}) och bikarbonat (HCO_3^-).
4. Tungmetaller som kadmium (Cd), krom (Cr), koppar (Cu), bly (Pb), nickel (Ni) och zink (Zn).

Även andra miljöskadliga ämnen kan påträffas i lakvatten från upplag, t.ex. bor, sulfider, arsenik, selen, barium, litium, kvicksilver och kobolt, men i regel finns dessa i mycket låga koncentrationer och är av mindre betydelse enligt Christensen *et al.* (1994).

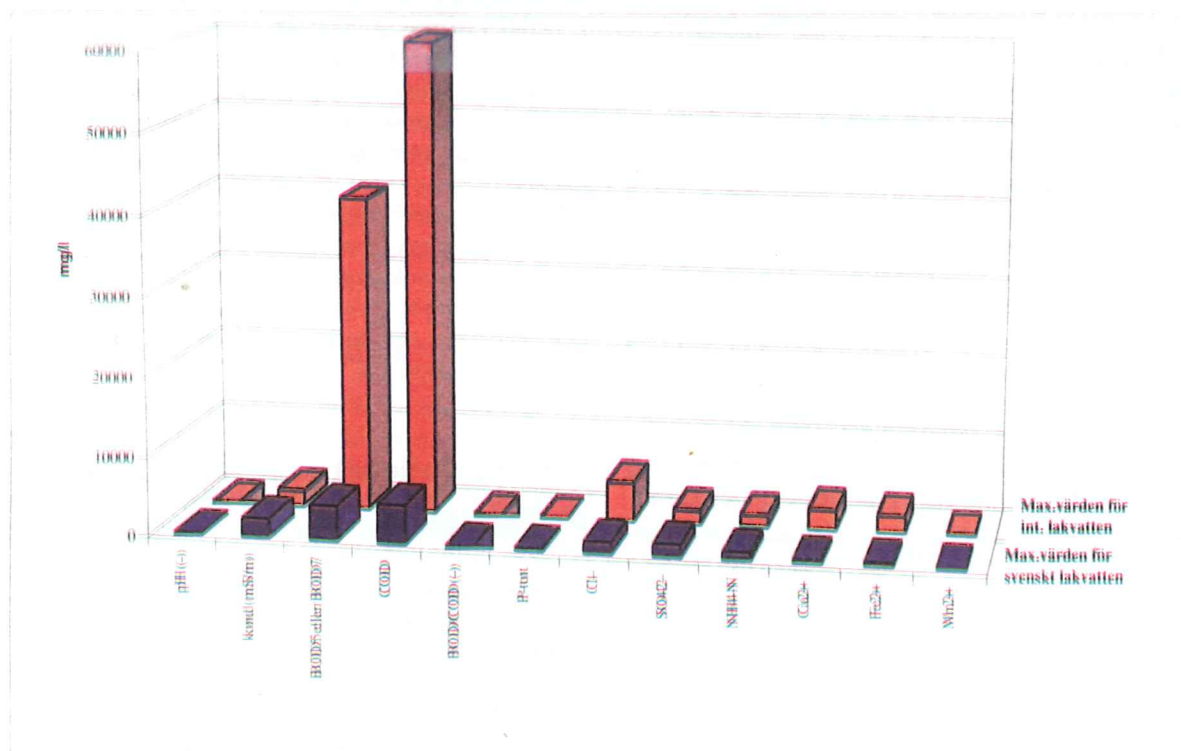


Fig. 1. Exempel på svensk och internationell lakvattensammansättning. Notera de höga BOD och COD-värdena i det internationella lakvattnet. I det svenska lakvattnet har det aldrig hittats så höga nivåer på BOD och COD som t.ex. Ehrig rapporterar. Värdena är hämtade ur Ehrig 1988a, b och c, 1989a och b; Kjeldsen 1993; Clement 1995; Flyhammar 1995; Kulander 1990; Storhammar 1988 samt Meijer 1980.

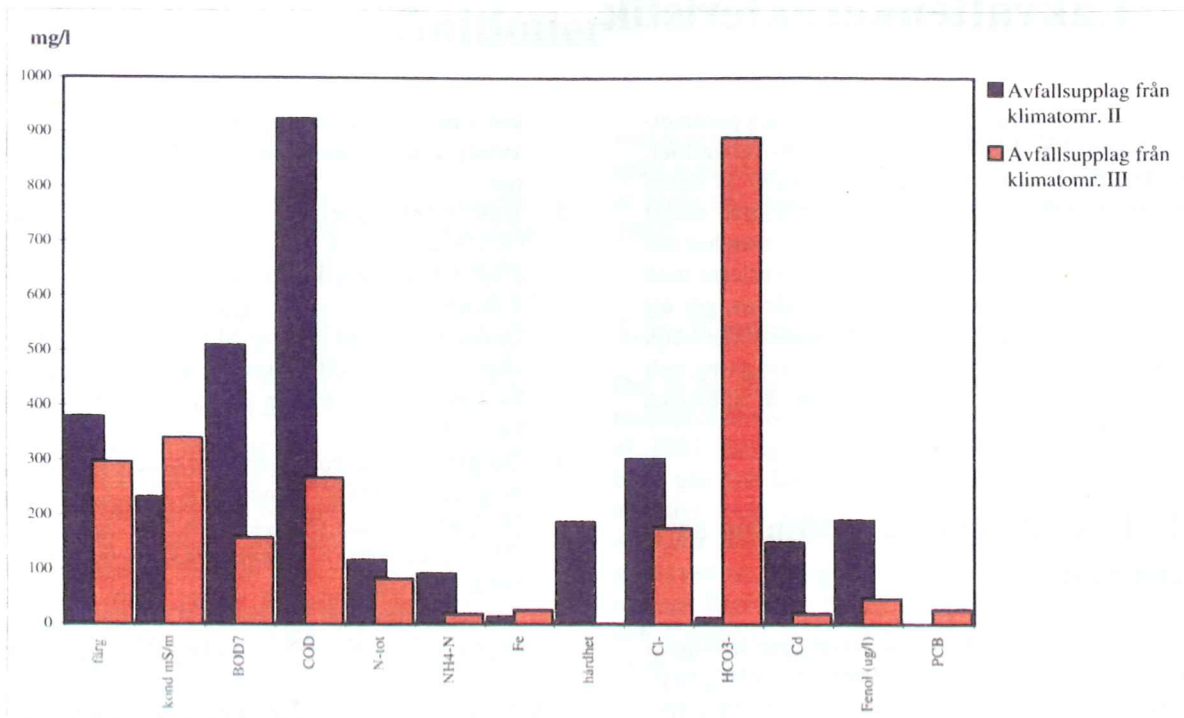


Fig. 2. Medelvärden av lakvattenparametrar efter klimatologisk indelning. Skillnaderna mellan klimatområde II (Mellansverige) och område III (södra Sverige) vad gäller t.ex. BOD och COD kan vara att nedbrytningen gått längre i södra Sverige (efter Kulander 1990).

2.2 Lakvattnets sammansättning

Lakvattnets sammansättning beror på flera faktorer. Förutom utformning och skötsel av upplaget spelar avfallens innehåll och lokaliseringen av avfallsupplaget stor roll (Storhammar 1988). Sammansättningen på lakvattnet beror också på många komplexa biologiska, kemiska och fysikaliska processer i upplaget (Stegmann och Ehrig 1989). Även klimatet i området, d.v.s nederbörds mängder, evaporation, e.t.c. (Karlqvist och Olsson 1983), har betydelse.

Av dessa faktorer är enligt Hjelm *et al.* (1995) avfallens innehåll den viktigaste faktorn. Närvaro

av organiska och oorganiska ämnen i de biologiska, kemiska och fysikaliska processerna bestämmer lakvattnets generella sammansättning. Ju högre halt organiskt nedbrytbart material det finns i avfallet, ju viktigare blir de biologiska processerna. För oorganiskt avfall spelar lösligheten för olika ämnen stor roll för sammansättningen av lakvattnet.

Flyhammar (1995) beskriver en statistisk undersökning gjord på lakvattendata från olika svenska upplag. Undersökningen visade att det är mängden avfall som avgör lakvattensammansättningen, medan nederbörd, temperatur och upplagets ålder inte har så stor betydelse.

Tab. 1. Generell lakvattensammansättning under den sura anaeroba fasen och den metanbildande fasen.

sur anaerobiskfas:	lågt pH höga BOD-halter hög BOD/COD-kvot höga halter av metaller
metanbildande fas:	neutralt-basiskt pH lågt BOD låg BOD/COD-kvot låga metallhalter ökande halt sulfider

2.3 Variationer i lakvattnets sammansättning

Sammansättningen på lakvattnet varierar enligt Kulander (1990) generellt mellan olika upplag, olika provtagningspunkter inom samma upplag, olika provtagningsstillfällena under året samt under olika tidpunkter under upplagets livstid.

En huvudgrupp av föroreningar är organiskt material mätt som BOD₅ eller BOD₇ och COD (Stegmann och Ehrig 1989). En viktig skillnad mellan sur anaerobisk fas och metanbildande fas är förändringen i BOD och COD. Ehrig och Scheelhaase (1993) konstaterade en förändring i koncentratio-

Tab. 2. Trenderna i lakvattensammansättningen vid åldrande avfallsupplag. Notera att pH ökar med åldern, vilket tyder på anaerob nedbrytning, liksom minskande halter BOD och COD indikerar anaerob nedbrytning.

	Flyhammar (1995)		Kulander (1990)		Kulander (1990)	
	ökar	minskar	Hela Sverige	omr III	Hela Sverige	omr III
			ökar	ökar	minskar	minskar
pH	X		X	X		
kond			X	X		
BOD		X				X
COD		X	X			X
NH ₄ -N			X			
NO ₃ -N			X			X
fosfor		X				
alkalinitet				X		
klorid			X			
kalcium			X			
syre				X		
metaller		X				
järn				X		
mangan					X	X
kadmium			X			
kobolt					X	
zink				X		
tot-cyanid					X	
PCB					X	
fenol					X	
stab.col.bakt			X	X		

ner av olika ämnen mellan faserna, men denna förändring sker endast under en kort period på något år, d.v.s. förändringen sker under det första decenniet som avfallsupplaget är i drift. Inledningsvis kommer lakvattnets COD-innehåll att domineras av betydande halter fettsyror, vilket ger hög BOD- och COD-halt och lågt pH. Därefter reduceras lakvattnets BOD- och COD-halt och pH stabiliseras på en högre nivå (Ehrig 1983, 1988a, 1988b, 1988c, 1989a, 1989b) (se tabell 1).

2.4 Svenska förhållanden

Sammansättningen och koncentrationerna i lakvatten från svenska avfallsupplag skiljer sig från data ur internationell litteratur (se Fig. 1). Det beror enligt Seman (1986) på att de flesta data i internationella undersökningar härrör från pilotupplag där avfallet deponeras samtidigt. Det finns inte heller något samspel mellan omgivande mark, yt-vatten eller grundvatten. I svenska lakvatten hittas exempelvis inte de extremt höga organiska halterna (30 000 mg COD/l) som bl.a. Ehrig rapporterar (1988a, 1988b, 1988c, 1989a, 1989b).

Seman (1986) sammanfattar den svenska lakvattensammansättningen med utgångspunkt från olika rapporter och undersökningar som ett lakvatten med hög elektrisk konduktivitet, neutralt pH och med medelvärden på BOD, COD och KMnO₄ på ca. 700 mg/l. Katjonerna domineras av kalcium, ammonium och natrium medan anjonerna domine-

ras av bikarbonat och klorid. Beträffande metaller så är det (i fältundersökningar) bara järn, mangan och zink som ligger över dricksvattenstandard.

Även i RVF 93:10 (1993) finns en sammanställning av det svenska lakvattnets karaktärsdrag. Där rapporteras höga halter av både svår- och lättnedbrytbart organiskt material mätt som t.ex. TOC, BOD, COD, suspenderat material samt kväve, i huvudsak i form av ammoniumkväve. Katjonerna kalcium, natrium, kalium finns i höga halter och av anjonerna dominerar klorid, sulfat och vätebikarbonat. Av metaller rapporteras höga halter magnesium, järn och mangan. Även den elektriska ledningsförmågan är hög. Däremot är halterna av fosfor och tungmetaller låga. Dessutom har lakvattnet kraftig färg, neutralt pH, hög hårdhetsgrad samt ofta kraftigt buffrat och i stort sett syrefritt.

Kulander (1990) fann i en undersökning av 22 anläggningar att skillnader avseende medelvärden på olika parametrar kunde säkerställas mellan olika nederbördsregioner. Störst skillnad i antal parametrar fann han mellan område II (Mellansverige eller Norrlands kustland, västra Svealand och nordöstra Götaland) och område III (södra Sverige, d.v.s. östra Svealand och östra Götaland) med 19 parametrar (bil.1 är en tabell som visar vilka parametrar som varierar mellan de olika regionerna). I område III var BOD och COD-halterna anmärkningsvärt lägre än i område II. Även klorid-, kadmium-, och ammoniumkvävehalterna var lägre, medan bikarbonatkoncentrationen var högre (se Fig. 2). Skillnaderna kan inte entydigt

förklaras, men skillnaderna i de organiska parametrarna kan bero på att nedbrytningen är snabbare i södra Sverige.

Kulander (1990) har även visat hur lakvattenkoncentrationerna varierar med ett upplags ålder, dels för hela Sverige, dels de tre nederbördsområ-

dena. Som exempel kan nämnas att pH, som är en viktig indikator på hur den anaeroba nedbrytningen fortskrider, ökar med stigande ålder i samtliga fall medan kvoten BOD/COD, som är ett mått på den biologiska nedbrytningen, minskar i hela Sverige (se tabell 2).

3 Processer som påverkar lakvattensammansättningen och lakvattenbildningen

De processer som påverkar lakvattnets sammansättning och bildning kan delas in efter de områden de verkar i.

1. Avfallsupplaget, som innefattar avfallet och det geologiska täckmaterialet.
2. De geologiska avlagringarna längs det förorenade grundvattnets flödesriktning.

Figur 3 visar en sammanfattning av de processer och faktorer som styr och/eller påverkar lakvattenbildningen och grundvattenpåverkan. I den följande texten kommer jag att gå igenom de flesta av dessa processer och faktorer.

3.1 Avfallsupplaget, som innefattar avfallet och det geologiska täckmaterialet.

3.1.1 Processer i avfallsupplag

De flesta av de processer som pågår i avfallsupplag kan beskrivas generellt. Men när det gäller avfallsupplag och reaktionstider på minst hundra år står det klart att vi idag inte vet så mycket om de komplexa kombinationerna av dessa processer (Ehrig och Scheelhaase 1993).

Ett avfallsupplags utveckling delas in i olika faser, där de anaeroba faserna och den aeroba fasen är de som oftast tas upp i litteraturen (ex. Fig. 4). Det bör dock observeras att i aktiva upplag - som hela tiden tar emot avfall - pågår aeroba processer

LAKVATTEN-/GRUNDVATTENBILDNING

FAKTORER

LAKVATTENBILDNING

nederbörd
avdunstning
tätning och täckning
avfallsmassornas
sammansättning och
uppläggning
miljöskyddsåtgärder

FAKTORER

GRUNDVATTENBILDNING

markens infiltrations-
egenskaper
dränerings förhållanden
tekniska anordningar
(tätning m.m.)

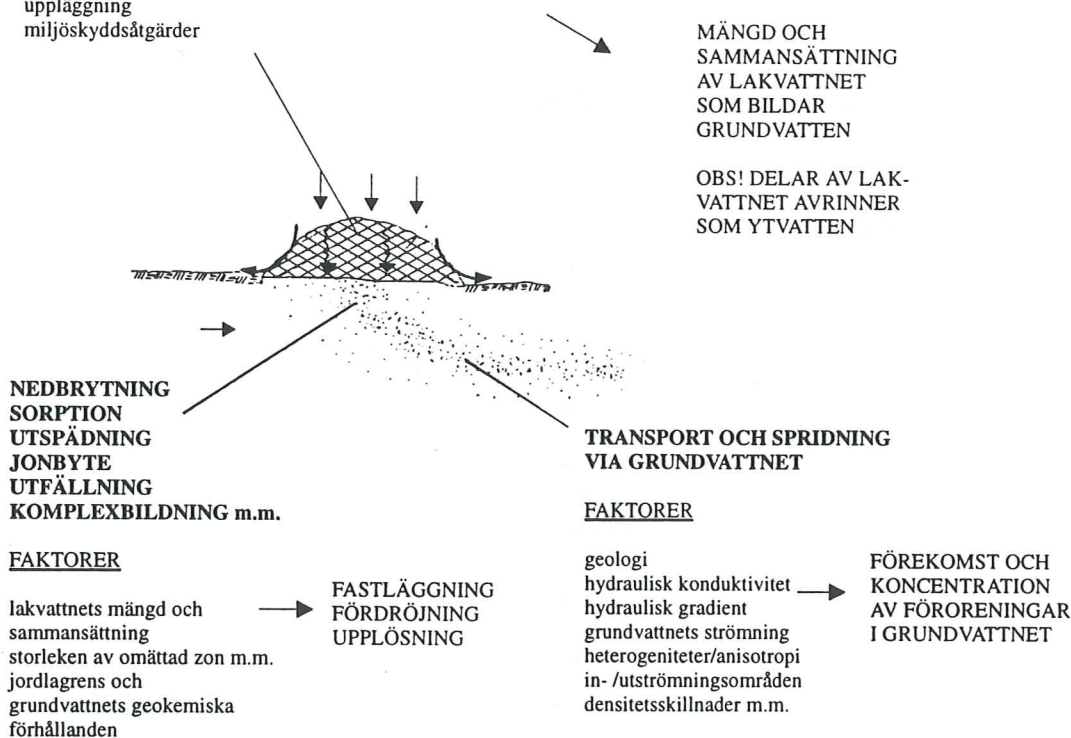


Fig. 3. Processer och påverkande faktorer som påverkar lakvattensammansättningen och grundvattnet i och runt avfallsupplag (efter Gustavsson och Holm 1989).

och anaeroba processer samtidigt, men på olika platser i upplaget (McBean *et al.* 1995). Syretillgången är mycket låg i högdensitetsdeponier (kompakterade deponier) förutom i ytlagren av deponin, vilket gör att de anaeroba processerna dominerar. Vilka processer som verkar och hur de fungerar beror på vattenhalten, avfallets sammansättning och hur avfallet behandlas på upplaget (Ehrig 1983). Den vanligaste indelningen är i:

- Initiell fas (1)
- Aerob fas (1; 2; 3; 4; 5; 6; 7)
- Sur fermentationsfas (3; 5; 6;)
- eller sur anaerob fas (1; 2; 7)
- Metanbildningsfas (1; 2; 3; 5; 6; 7)
- Sulfidoxideringsfas (5; 6)
- Humusbildande fas (1)
- eller Vittringsfas (5; 6)

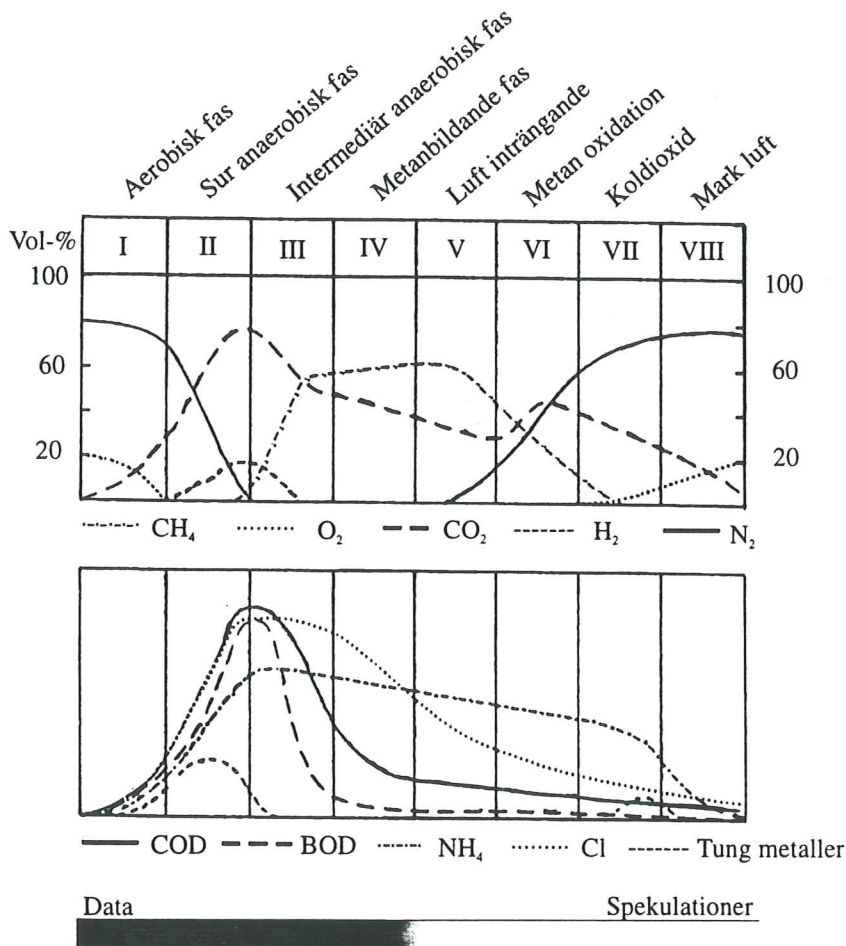


Fig. 4. Karakteristiska utvecklingar för lakvatten och gas i ett avfallsupplag under olika faser. Fas I: En kort aerobisk fas omedelbart efter deponering av avfall. Lättnedbrytbart organiskt material bryts ner under koldioxidbildning. Fas II: Den första anaeroba fasen utvecklas direkt efter fas I. Aktiviteten hos de fermentativa bakterierna resulterar i en snabb bildning av rörliga fettsyror, koldioxid och litet vätgas. Det lakvatten som bildas kan innehålla höga koncentrationer av fettsyror, kalcium, järn, tungmetaller och ammonium. Kvävgasen minskar p.g.a. bildning av koldioxidgas och vätgas. När redoxpotentialen minskar kan sulfatkoncentrationen minska. Den bildade sulfiden kan fälla ut järn, mangan och tungmetaller som löstes upp i början av denna fas. Fas III: Den intermediära anaeroba fasen börjar med långsam tillväxt av metanbildande bakterier. Metan innehållet i gasen ökar medan koncentrationen av koldioxid, vätgas och rörliga fettsyror minskar. Sulfatreduktionen fortsätter. Omvandlingen av fettsyror ger ett ökat pH och ökad alkalinitet. Detta minskar lösligheten av kalcium, järn, mangan och tungmetaller. De senare faller ut som sulfider. Ammonium släpps fortfarande ut. Fas IV: Metanfasen karakteriseras av en tämligen stabil metanbildning. Innehållet av metan i gasen ligger runt 50-65 volym-%. Den höga koncentrationen av metan håller koncentrationen av rörliga fettsyror och vätgas nere. Fas V: Där bara organiskt kol finns kvar i upplaget minskar metanbildningen. Kvävgas börjar uppträda i gasen p.g.a. diffusion från atmosfären. Aerobiska zoner och zoner med för höga redoxpotentialer för metanbildning uppträder i de övre lagren. Fas VI-VIII: Vad som händer under dessa faser är bara spekulationer, det troliga är att en ny aerob fas inträder då markluft tränger in i upplaget (ur Christensen och Kjeldsen 1989).

(1. Öman 1991; 2. Ehrig 1983, 1988a, b och c; 3. Andreottola och Cannes 1992; 4. Christensen och Kjeldsen 1995; 5. Lagerkvist 1992; 6. Gustavsson och Holm 1989; 7. SNV Meddelande 1982:2, 1982).

3.1.2 Utvecklingsfaserna i avfallsupplag

Den initiella fasen. - Denna fas beskriver Öman (1991) som den fas då avfallet ligger öppet.

Den aeroba fasen. - Det är först under den aeroba fasen som nedbrytningen börjar på allvar. Det är bara det översta lagret i upplaget som har aerob nedbrytning. Där sker den aeroba nedbrytningen med det syre som diffunderar in i upplaget (Kjeldsen 1988), med hjälp av det syre som kommer med nederbörden samt med syre som är fångat i avfallet (Andreottola och Cannes 1992). Denna fas har en snabb omsättning av biologiskt nedbrytbart material (SNV Meddelande 1982:2, 1982).

Den aeroba nedbrytningen är exoterm och temperaturen i upplagen stiger upp mot 70° enligt Öman (1991), upp till 80°-90° enligt Ehrig (1983). Detta gör att det bildas mycket litet eller inget lakvatten (Andreottola och Cannes 1992) under denna mycket kortvariga fas. Enligt Öman (1991) varar den bara några dagar och enligt Christensen och Kjeldsen (1995); SNV Meddelande 1982:2 (1982); Kjeldsen (1988) upp till några veckor.

Den sura fermentationsfasen eller den sura anaeroba fasen. - När det fria syret förbrukats uppkommer anaeroba förhållanden. Under denna del av utvecklingen sker omsättningen av organiskt material långsamt. Eftersom endast en obetydlig mängd värme frigörs sjunker temperaturen i avfallet och lakvattenproduktionen kommer igång då vattenhalten i avfallet stiger (SNV Meddelande 1982:2, 1982).

Den första fasen i den anaeroba utvecklingen är den sura fermentationsfasen eller den sura anaeroba fasen och nedbrytningen sker främst av fakultativa anaeroba bakterier. Aktiviteten hos dessa bakterier resulterar i en snabb bildning av fettsyror, koldioxid och vätgas då organiskt material som är lättnedbrytbart bryts ner (Christensen och Kjeldsen 1989). Det är de flyktiga fettsyrorna som ger lakvattnet en obehaglig lukt under denna fas som kan vara i flera år enligt Hasselgren och Nilsson. (1992). Lakvattnet kännetecknas under denna fas av ett minskande pH som ökar lösligheten för icke organiska ämnen (Ehrig 1988a, 1988c, 1989a, 1989b; Stegmann och Ehrig 1989).

Den intermediära anaeroba fasen eller den initiala metanogena fasen. - Mellan den sura anaeroba fasen och den metanbildande fasen placerar en del forskare en mellanfas, den intermediära

anaeroba fasen, (Andreottola och Cannes 1992; Kjeldsen 1988) eller den initiala metanogena fasen (Christensen och Kjeldsen 1995). Kjeldsen (1988) beskriver fasen som en övergångsfas under vilken metangasbildningen börjar. Även reduktion av sulfater till sulfider påbörjas under denna fas. En minskande koncentration av fettsyror leder till ett något ökat pH och ökad alkalinitet med en minskad löslighet av kalcium, järn, mangan och tung-

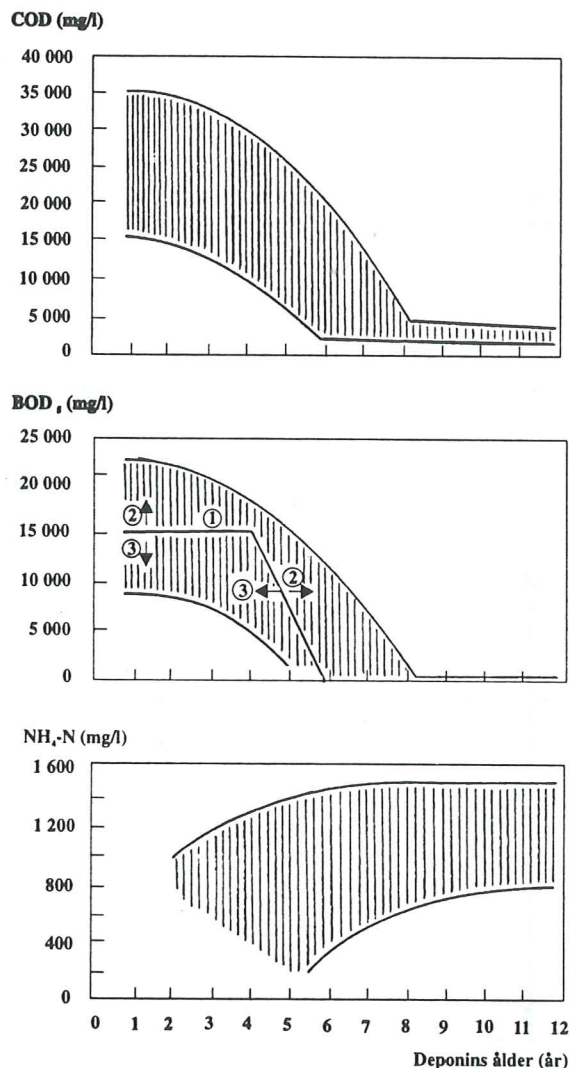


Fig. 5. Karakteristiska utvecklingslinjer för några lakvattenparametrar då de inledande nedbrytningsfaserna övergår till metanbildningsfasen. Det är lakvatten från mer än 15 upplag som ligger till grund för figuren. 1 = genomsnittliga förloppet vid 2-4m årlig påbyggnad av upplaget; 2 = tendenser vid högre uppbyggnadshastighet; 3 = tendenser vid långsammare uppbyggnadshastighet eller då nedbrytningen stimuleras - t.ex. genom lakvattenrecirkulation (efter Ehrig 1988a, b, c, 1989a och b).

metaller som följd. Enligt Christensen och Kjeldsen (1995) kan denna fas vara i flera månader.

Den metanbildande fasen. - Under den metanbildande fasen stabiliserar bildandet av metan (Kjeldsen 1988). Denna fas är den som varar längst och är därför den viktigaste. Denna fas bildar ett komplext och känsligt samspel mellan olika grupper av mikroorganismer (Kjeldsen 1988). Om inte denna fas kommer igång går de organiska syror ut med lakvattnet och deras nedbrytning är mycket syrekrävande (SNV Meddelande 1982:2, 1982).

Vid övergången till den metanbildande fasen sjunker BOD₅/COD-kvoten till under 0.1, d.v.s. den biologiska nedbrytningen är låg (Ehrig 1988a, 1988b). Under den sura anaeroba fasen ligger värdet på BOD₅/COD-kvoten på över 0.4, vilket antyder en hög biologisk nedbrytning (se Fig. 5). I tabell 1 visas den generella lakvattensammansättningen under den sura anaeroba fasen och den metanbildande fasen.

Övriga faser. - Att det finns efterföljande faser är troligt, men de är inte underbyggda med fältdata (Lagerkvist 1992).¹ Olika författare har beskrivit faser som kan uppträda efter den metanbildande fasen och gemensamt för alla är att det handlar om nya aeroba faser med hög urlakningsintensitet för farliga ämnen (Christensen och Kjeldsen 1989; Lagerkvist 1986, 1989, 1992).

3.1.3 Markvattenmagasinets funktion

Den omättade zonen - markvattenzonen - är en viktig begränsande faktor för lakvattenproduktionen. Figur 6 visar schematiskt hur lakvattenproduktionen är beroende av vattenhalten i markvattenzonen. Vid nederbörd tillförs markvattenzonen vatten successivt och växterna tillgodogör sig allt större mängd vatten. Det är först när vattenhalten stiger över fältkapaciteten som lakvattenbildning kan ske (Karlqvist och Olsson 1983), genom att det först då finns vatten tillgängligt för perkolation.

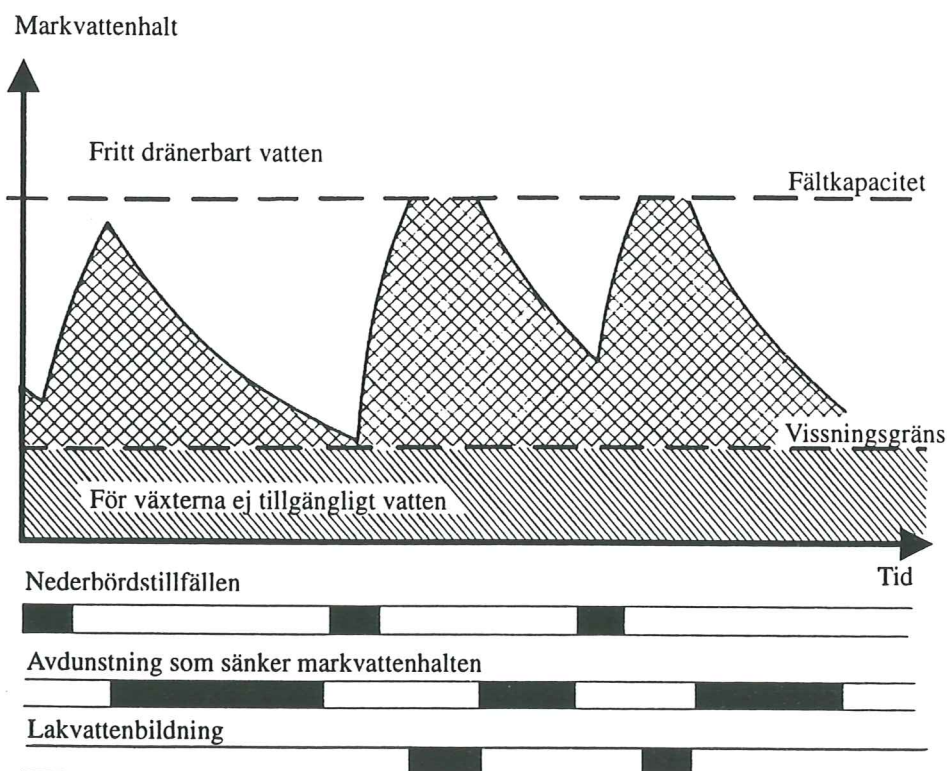
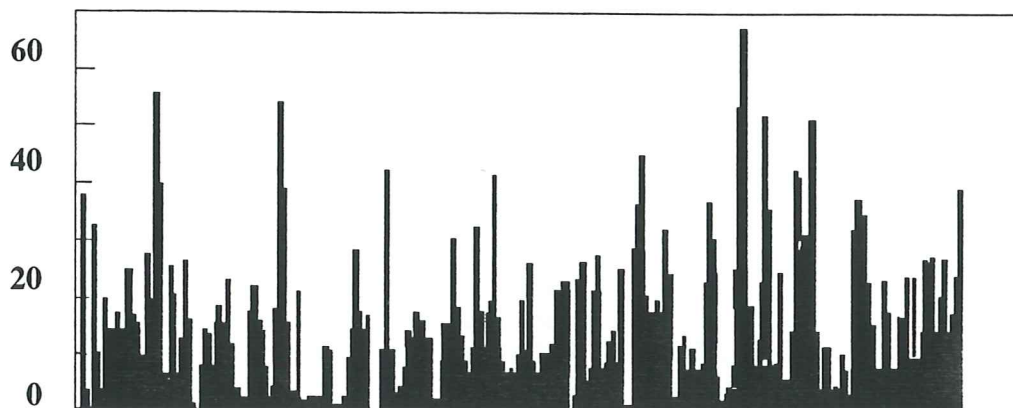


Fig. 6. Schematisk bild av vattenhaltens variation i tiden och markvattenmagasinets inverkan på avdunstning och lakvattenproduktion. När vattenhalten minskar krävs allt större krafter för att avvattna markvattenzonen. Detta gör att avdunstningen minskar med minskat vatteninnehåll. När nederbörd tillförs ökar tillgången på vatten successivt i markvattenzonen, varvid växterna tillgodogör sig allt mer vatten. För att lakvattenbildning skall ske måste vattenhalten stiga över fältkapaciteten, först därefter finns det vatten tillgängligt för perkolation. (ur Karlqvist och Olsson 1983).

Det är inte allt vatten i markvattenzonen som är fritt dränerbart genom gravitativa krafter. En del vatten kräver ytterligare kraft för att avgå eftersom det är bundet adsorptivt och kapillärt. Gränsen mellan det fritt dränerbara vattnet och det som är bundet kallas fältkapaciteten för en viss jordart (Karlqvist och Olsson 1983). För ett avfallsupplag kan fältkapaciteten uttryckas som den vattenmängd ovanför grundvattenytan som avfallet dels absorberar dels kvarhåller genom kapillaritet (Blight *et al.* 1992). Lagerkvist (1986) har beräknat vattenupptaget till ca. 45% (vikt-%), vilket skulle kunna ses som ett riktvärde för ett avfallsupplags fältkapacitet.

Ehrig (1988b) har presenterat resultat från försök som gjorts med att kombinera undersökningar av lakvattenkvantitet med lakvattenkvalitet för att uppmäta vattenbalanser och ämnesbalanser för avfallsupplagen. Det visade sig att när upplagen uppnått fältkapacitet så ökade lakvattenproduktionen. Denna effekt syns tydligt i Fig. 7 där mätningarna gjorda i ett återöppnat upplag påvisade en markant ökning i lakvattenproduktionen efter 150 veckor (5.5 år). Även Nilsson *et al.* (1994) finner i försök med olika försöksceller med olika avfallstyper att den årliga lakvattenproduktionen ökade efter tre års studier, vilket tolkas som att fältkapaciteten uppnåtts.

Nederbörd (mm/vecka)



Lakvatten (m³/ha och dag)

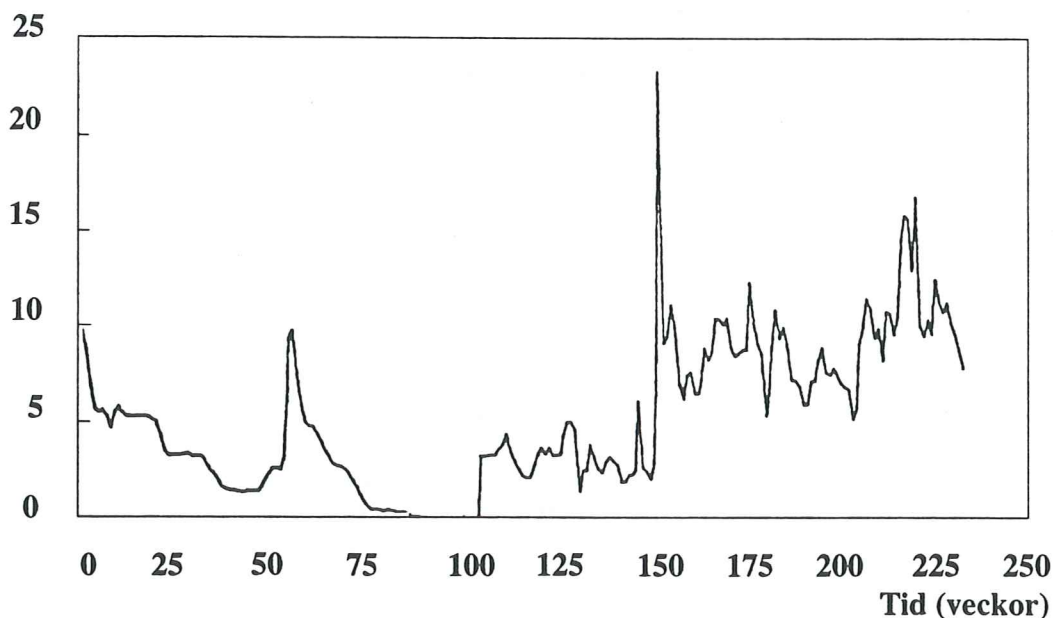


Fig. 7. Uppmätt nederbörd och lakvattenflöde från ett tyskt avfallsupplag. Det är svårt att ur diagrammet se ett direkt samband mellan nederbörd och lakvattenbildning, men de toppar i lakvattenmängd som finns har föregåtts av hög nederbörd. Den höga topp i lakvattenmängd som finns efter 150 veckor är troligen en felmätning. Effekten av uppnådd lagringskapacitet är tydlig. Efter mätningar i 150 veckor (motsvarar en ålder på avfallsupplag på 5.5 år) ökade lakvattenproduktionen rejält och höll sig på en högre nivå (ur Ehrig 1988a, b, c och 1989b).

3.1.4 Lakvattenbildning

Lakvattenproduktionen sker genom att nederbörd infiltrerar genom ytan på ett upplag (Karlqvist och Olsson 1983). Infiltrationen i mark varierar i allmänhet mellan 35-80% av totalnederbörden enligt Kulander (1990), och han menar att för ett upplag borde infiltreringen ligga inom ungefär samma intervall. Avfallet i upplaget kommer i kontakt med nederbördsvattnet då detta perkolerar ner genom avfallet (Baccini *et al.* 1987) i den omättade zonen mellan överytan och grundvattenytan. Även tillförsel av vatten genom ytvatteninflöde och grundvattentillflöde kan förekomma, liksom att recirkulerat lakvatten kan bidra till ny lakvattenproduktion (Lindmark och Elander 1994). Produktionen av lakvatten domineras av nederbördsinfiltration (Karlqvist och Olsson 1983). Det kan ta upp till ett halvår innan lakvattenproduktionen kommer igång, men produktionen av lakvatten kan också starta omedelbart, vilket till stor del beror mycket på hur avfallet byggs på och hur höga pallarna är (Ehrig och Stegmann 1989).

3.1.5 Lakvattnets rörelse i avfallet

Lakvattnet rör sig i huvudsak neråt genom gravitationens inverkan. Vattnets rörelse genom avfallet resulterar i flera kemiska och biologiska reaktioner och produkterna av dessa reaktioner transporteras vidare av bildad gas och lakvatten (Baccini *et al.* 1987). Genom att studera in- och utflöden av vatten och gas kan man förstå de kortvariga och långvariga förhållandena i upplagen och därmed bedöma gasernas och lakvattnets påverkan på omgivningen (Baccini *et al.* 1987).

I ett idealt system måste varje lager uppnå fältkapacitet för att vatten skall transporteras ner till nästa lager. I verkligheten är inte avfallsupplag homogena eftersom det i avfall finns objekt som lätt absorberar vatten (ex. papper) och objekt som inte absorberar vatten (ex. plast, metall och glas). Dessutom finns det fickor och kanaler som vattnet kan flöda igenom och komma före fuktfronten, vilket gör att vattnet har ett ojämnt nedåtriktat flöde och når botten som lakvatten långt innan hela volymen avfall har uppnått fältkapaciteten (McBean *et al.* 1995). Detta har påvisats från flera observationer av uppgrävda avfallsupplag. Fenomenet tas vanligtvis inte upp i vattenbalanskvationerna där det förutsätts en allmän fuktighetsfront (Blight *et al.* 1992).

3.2 De geologiska avlagringarna längs det förorenade grundvattnets flödesriktning.

Både fysikaliska och biokemiska processer kan ändra lakvattnets sammansättning när det rör sig genom en akvifer. Attenuationen (förtunning) av lakvattenföreningar i grundvattenakviferer är en av dessa processer. Attenuation innebär i detta fall processer som minskar koncentrationen av lösta föreningar i lakvattenplymen. Detta inkluderar fysiska (ex. direkt utspädning), fysiokemiska (jonbyte, sorption), kemiska (ex. utfällning) och mikrobiologiska (nedbrytning) processer (Christensen *et al.* 1994).

3.2.1 Organiskt material

Attenuation av löst organiskt material (mätt i TOC, COD, e.t.c.) i lakvattenplymen beror på utspädning, sorption och nedbrytning. Sorption verkar bara ha en marginell betydelse, vilket innebär att lakvattnets COD-front rör sig praktiskt taget med vattnets front eller med en liten fördröjning (Christensen *et al.* 1994). Under den sura anaeroba fasen sker en stark nedbrytning av lakvattnets organiska material medan det under metanbildningsfasen inte sker någon nämnvärd organisk nedbrytning (Ehrig 1983, 1988a, 1988b, 1988c, 1989a, 1989b). I Figur 8a visas hur COD-värdena stabiliseras när upplaget gått in i den metanbildande fasen och Figur 8b visar hur COD-värdet sjunker med tiden.

Nedbrytning av organiskt material kan enligt Christensen *et al.* (1994) uppskattas om man jämför plymerna av organiskt material med kloridplymen. Kloridplymen visar utspädningsgraden då utspädning är den enda attenuationsprocess som klorid utsätts för. Denna jämförelse förutsätter att det organiska materialet inte sorberas in i akviferens material och att halten organiskt material är konstant i det lakvatten som infiltrerar ner i akviferen.

Koltransport från upplag till omgivning är ett komplext transportsystem. Organiskt kol i avfall är en heterogen fraktion med stora skillnader mellan kol i hushållsavfall och plaster och ligniner. Mycket av det organiska kolet i avfall förändras genom biologiska, kemiska, eller fysikaliska processer eller genom en kombination av några eller alla processerna (Ehrig och Scheelhaase 1993).

3.2.2 Oorganiskt material

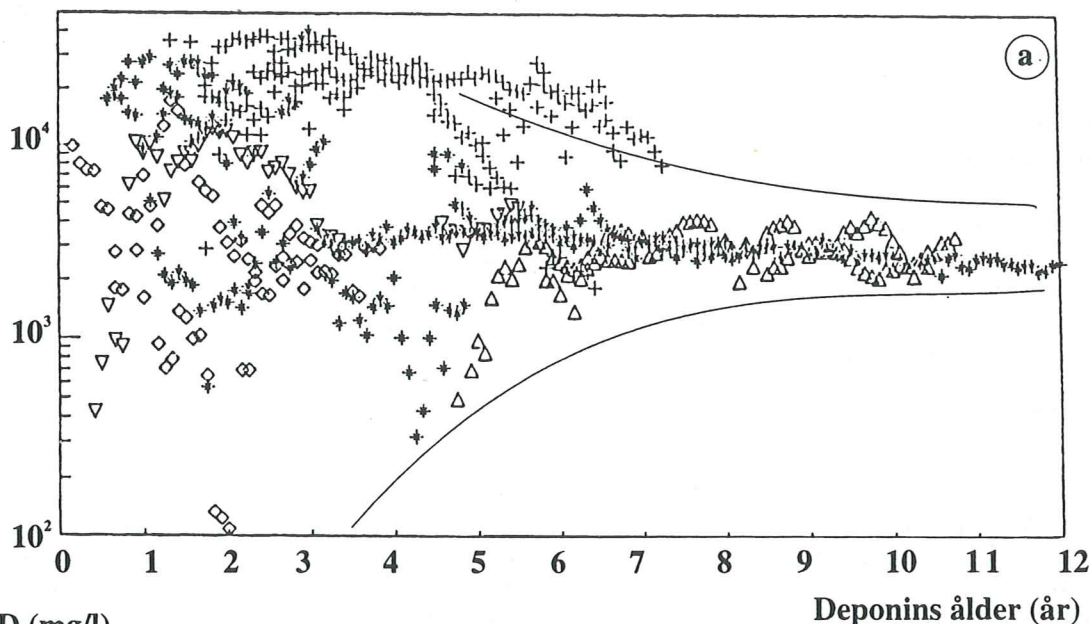
I svensk dricksvattenstandard ingår flera oorganiska makrokomponenter - vanliga oorganiska ämnen som anjonerna klorid, vätekarbonat och sulfat och

katjonerna kalcium, kalium, natrium och magnesium samt järn och mangan - även om de vanligen inte innebär någon större fara för grundvattnet. I lakvatten ligger halterna av dessa komponenter ofta över standardvärdena för dricksvatten. För makrokomponenter gäller att de kan utsättas för attenuation genom utspädning, redoxprocesser,

jonbyte och utfällningar. De mest troliga processerna som verkar på makrokomponenterna enligt Christensen *et al.* (1994) är listade i tabell 3.

Anjoner i lakvatten är viktigast för deras förmåga att bilda komplex och medverka i upplösning/utfällningsprocesser. Bildningen av komplex ökar rörligheten hos katjoner och tungmetaller (Chris-

COD (mg/l)



COD (mg/l)

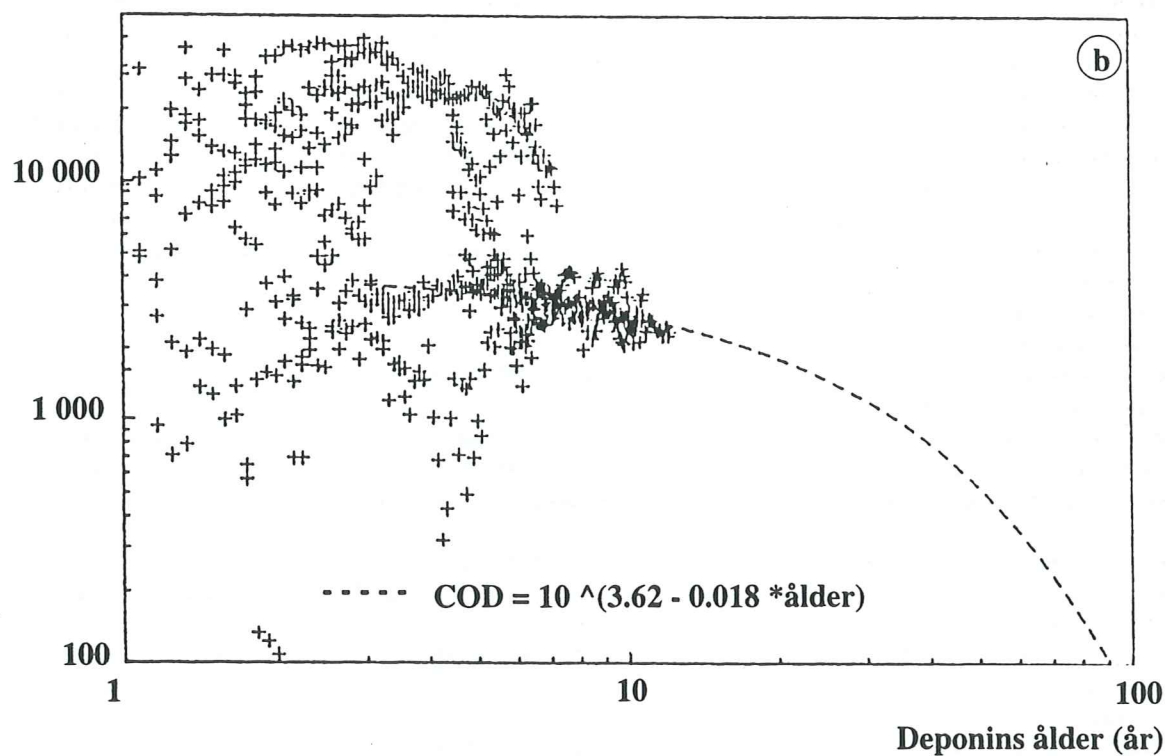


Fig. 8. a: COD-data från några avfallsupplag i Tyskland. Från början är spridningen stor av de uppmätta COD-värdena men efter det att metanbildningsfasen börjat blir värdena mer homogena och går mot 300-400 mg COD/l. I diagrammet är två kurvor inlagda för att belysa trenden. b: Extrapolering av COD-värdena där det syns hur de sjunker med tiden (ur Ehrig och Scheelhaase 1993).

Tab. 3. Sammanfattning av processer som påverkar makrokomponenterna i lakvattenplymer (efter Christensen et al. 1994).

Process:	Anjoner			Kationer						
	HCO ₃ ⁻ /CO ₃ ²⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺	Fe ^a	Mn ^a
dilution	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
komplexbildning	X	^c	X	X	X	(X) ^d	(X) ^d		X	X
redoxprocesser			X					(X) ^e	X	X
jonbyte			(X) ^f	X	X	X	X	X	X	X
utfällning/ upplösning	X		(X) ^g	X	X				X	X

a = Fe som Fe²⁺ eller Fe³⁺, Mn som Mn²⁺ eller Mn⁴⁺

b = komplexbildning är inte en attenuations process eftersom komplexbildning resulterar i ökad löslighet och ökad rörlighet

c = klorid bildar ett antal olika upplösta komplex, huvudsakligen med tungmetaller och kalcium och magnesium, men vanligtvis är bara en liten del av den totala kloridkoncentrationen komplexbunden

d = komplex av natrium och kalium är vanligtvis inte så viktiga men kan förekomma i lakvatten

e = ammonium kan oxideras vid aerobiska förhållanden

f = anjonbyte är vanligen av ringa betydelse

g = vanligtvis inte förekommande

tensen et al. 1994). Den totala salthalten hos lakvatten är oftast hög, vilket indikeras av den elektriska ledningsförmågan. De flesta salterna av anjonerna klorid och sulfat har hög löslighet och de höga koncentrationerna i lakvatten är vanligen enligt Nicholson et al. (1983) ett resultat av urlakning av natrium-, kalium-, kalcium- och magnesiumsalter av dessa anjoner från avfallet. Salterna kommer från de oorganiska salter som successivt tvättas ur avfallet, oorganiska ämnen som bildas genom nedbrytning av organisk substans, korrosion och vittring av material i upplaget samt naturligt saltinnehåll i nederbörd och urlakning från marken (SNV Meddelande 1982:2, 1982).

Klorid anses inte genomgå någon kemisk eller fysiokemisk reaktion i akvifererna och anses som inert eller konservativt. Under metanbildningsfasen när lakvattnet har ett i stort neutralt pH uppvisar plymen en förhöjd alkalinitet gentemot grundvattnet. Sulfat reduceras troligen till sulfider i ett aktivt upplag i metanbildningsfasen (Christensen et al. 1994).

Flera kationer med olika affinitet finns samtidigt i lakvattenplymer och i olika koncentrationer. Detta innebär att det är ett komplext system och enligt Christensen et al. (1994) nästan omöjligt att illustrera på ett enkelt sätt. Den generella minskningen som sker orsakas troligen genom jonbyte. Katjonbyte innebär ett utbyte av kationer, d.v.s när en katjon binds lösgöres en annan katjon. I många akviferer dominerar katjonbytesområdena av kalcium, magnesium och, vid lågt pH, protoner (vätejoner). I salta jordar dominerar natrium. När lakvatten med en annan katjonsammansättning och högre jonstyrka än grundvattnet kommer in i akvi-

feren inställer sig en ny jämvikt. De mättande kationerna stöts bort och rör sig med lakvattenfronten i koncentrationer som är högre än lakvattnets (Christensen et al. 1994). Enligt Nicholson et al. (1983) gäller detta främst kalcium och de beskriver en hårdhetsfront som går före lakvattenfronten (Fig. 9 d).

Kalium liksom ammonium har hög affinitet och föredras framför andra kationer med resultatet att kalium och ammonium fördröjs i lakvattenplymen. Natrium anses ha den lägsta affiniteten och fördröjs mycket litet, vilket syns i undersökningen gjord vid Bordenupplaget (Fig. 9f, g och h) (Nicholson et al. 1983).

3.2.3 Järn och mangan

Järn och mangan är också kationer, men de är även medverkande i redoxprocesser, varför de behandlas separat. I aeroba akviferer finns järn och mangan i sedimenten som fasta oxider, väteoxider och i lermineral. Grundvattnet har normalt mycket låga halter järn och mangan. Lakvatten innehåller däremot vanligen höga halter, vilket gör att det i närheten av upplag finns förhöjda värden av dessa ämnen. Halterna löst järn och mangan är särskilt höga under den sura anaeroba fasen. Både redoxprocesser och abiotisk upplösning höjer järn- och mangankoncentrationen i grundvattnet genom upplösning av oxiderade mineral. Mikrobiologiska processer längre nedströms frigör också järn och mangan (Christensen et al. 1994). En viktig bieffekt av upplösningen av metalloxider är att

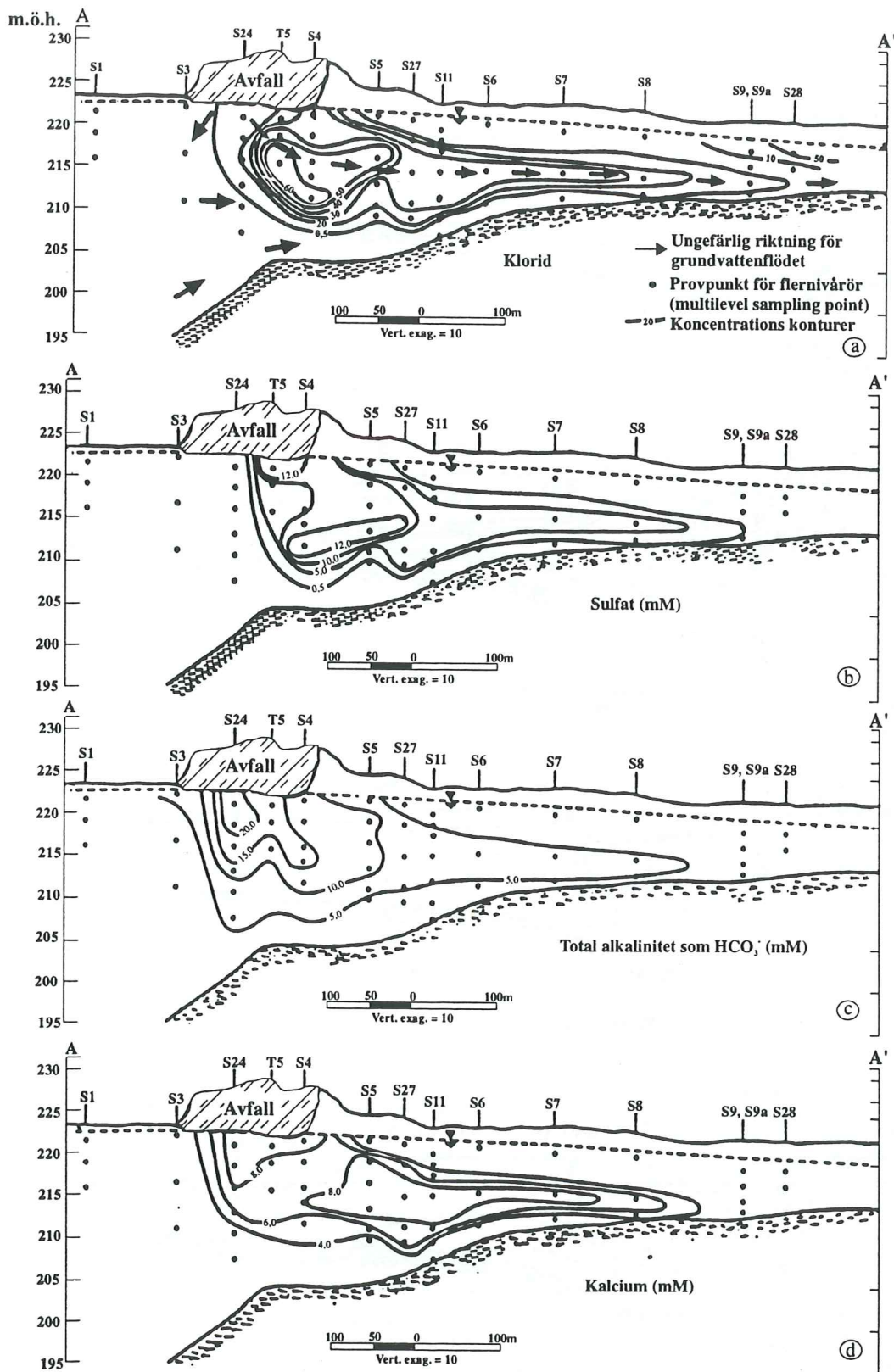


Fig. 9 a-d. Koncentrationen av olika ämnen längs en längdprofil av Borden upplaget, maj 1979. Notera att natrium (9f) som anses ha den lägsta affiniteten fördröjs mycket litet medan kalium (9g) som har hög affinitet fördröjs i lakvattenplymen. Kalcium (9d) rör sig med lakvattenfronten i koncentrationer som är högre än lakvattnets eftersom kalcium stöts bort vid jonbytesreaktioner, vilket resulterar i en hårdhetsfront (ur Nicholson et al. 1983).

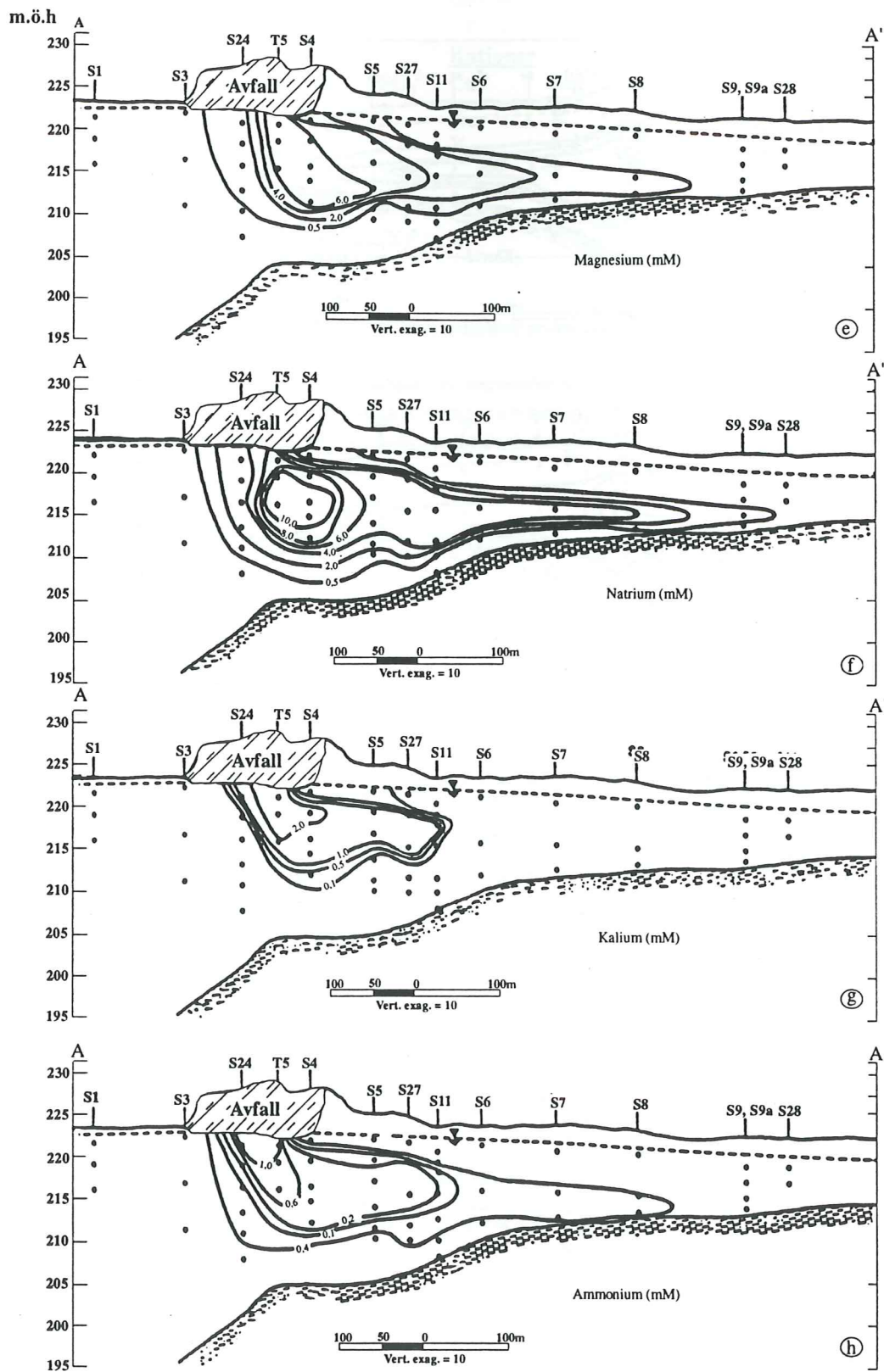


Fig. 9 e-h.

släpp

tungmetaller som hållits på plats av oxiderna fälls ut när de oxiderade mineralen löses upp (Nicholson *et al.* 1983).

3.2.4 Tungmetaller

Tungmetaller anses inte som ett allvarligt föroreningsproblem i lakvattenplymer enligt Christensen *et al.* (1994) eftersom de attenueras genom sorption och utfällning. Dessutom förekommer de normalt i mycket små mängder i lakvatten.

3.2.5 Lakvattnets rörelse i grundvattnet

Lakvattnets rörelse bör enligt Christensen *et al.* (1994) ses som en tredimensionell plym som utvecklas i en tredimensionell geologisk struktur där gradienter, permeabiliteter och fysiska gränser (som exempelvis geologiska lagerenheter, floder e.t.c.) bestämmer plymens läge och spridningshastighet.

Enligt Andersson *et al.* (1982) sker spridning på följande sätt:

- Om föroreningen inte blandar sig med vatten transporteras den med grundvattenflödet som en isolerad enhet.
- Gravitationsströmning p.g.a. olika densitet hos förorenat vatten och naturligt grundvatten ger en vertikal gradient. Densitetsskillnader kan bero på koncentrations- eller temperaturskillnader.
- Blandning och spridning i grundvattnet p.g.a. mekanisk dispersion (Fig. 10), alternativt molekylär diffusion.

Dispersion är en matematisk term i flödestransportekvationen (se Freeze och Cherry 1979) som beskriver utspädning och blandning som beror på koncentrationsgradienter. Dispersionen har två horisontella komponenter med den huvudsakliga spridningen i flödesriktningen. Vid stark parallelitet i flödet sker spridningen i flödesriktningen, x-led, alltså blir plymens bredd konstant. Vid divergerande flöde fås däremot en spridning även i y-led, vilket ger en bredare plym. Om det är ett konvergent flöde blir plymen smalare i flödets riktning då spridningen i y-led förhindras. Förutom de två horisontella komponenterna har dispersionen även en vertikal komponent som ger en spridning i z-led. Det är svårt att avgöra dispersionen i fält men den används ofta som en kalibreringsparameter då det ofta finns otillräcklig information om den hydrauliska konduktiviteten/permeabiliteten i det tredimensionella system som akviferen utgör (Christensen *et al.* 1994).

Blandning av lakvattenplym med omgivande grundvatten beror till största delen på olikheter i hydraulisk konduktivitet. Detta innebär enligt Christensen *et al.* (1994) att utspädningen är be-

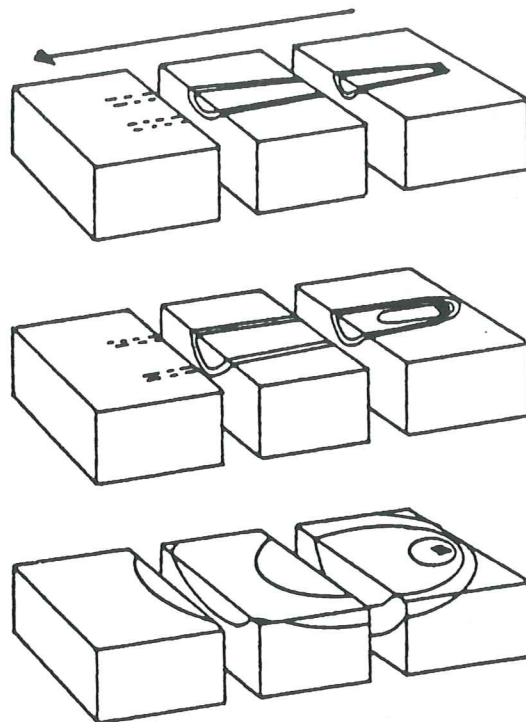


Fig. 10. Dispersionens inverkan på spridningsbilden hos ett avfallsupplag illustreras med denna figur. I den översta modellen visas effekten av låg dispersion och den nedersta modellen visar störst effekt av dispersion (ur Andersson *et al.* 1982).

gränsad i homogena akviferer. De flesta akviferer är dock heterogena och medger en uppblandning av lakvatten i grundvatten som inte enbart är beroende av en stor dispersionskoefficient utan av formen och beskaffenheten hos de hydrogeologiska heterogeniteterna. Detta komplicerar beräkningar av lakvattnets rörelse i grundvattnet.

Det är oftast smala plymer som observeras, vilket tyder på en begränsad blandning av lakvatten med grundvatten i y-led (vinkelrätt mot flödesriktningen). Detta stämmer med dagens uppfattning att dispersionen är lägre än man tidigare trott, vilket även betyder att omblandning och utspädning av lakvatten med grundvatten, och därmed lakvattenplymens form, främst styrs av lokala variationer i hydrogeologin. Även i flödesriktningen anses dispersionen vara lägre än som tidigare ansetts, men utspädningen är fortfarande betydande (Christensen *et al.* 1994). Även om det är svårt att mäta denna med enkla metoder anses de flesta plymer ha späts ca. 100 gånger vid den yttersta spetsen, baserad på uppmätt kloridkoncentration. Formen på plymen bestäms av akviferens flödesfält, lakvattnets högre densitet och dispersionen. Oftast är plymerna små; några 100 m breda och upp till 1 000 m långa.

Alla ämnen i lakvattnet som når en akvifer späds ut när lakvattnet blandas med grundvattnet, men lakvatten skiljer sig från grundvattnet på åtmins-

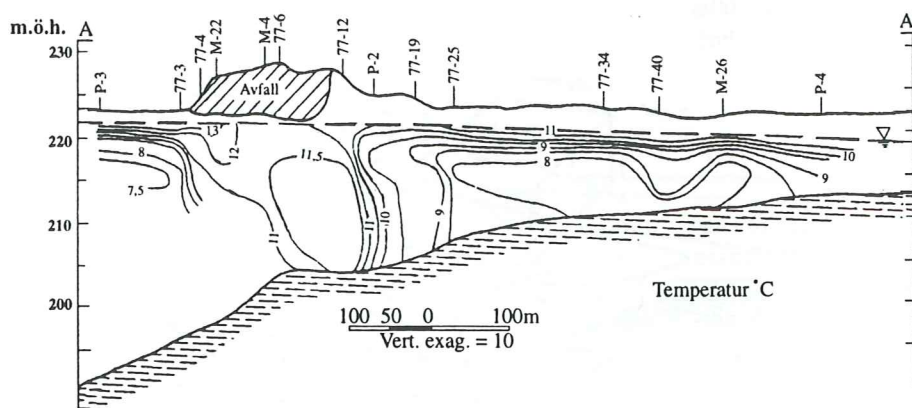


Fig. 11. Temperaturfördelningen vid Borden upplaget utmed en längdprofil (konturintervall 0.5°C). Notera temperaturförhöjningen under upplaget, zonen med förhöjd temperatur sträcker sig ner till akviferens botten och överensstämmer med zonen för djupnedträngande av klorid och sulfat (Fig. 12 c och d) (ur MacFarlane *et al.* 1983).

tone tre områden enligt Christensen *et al.* (1994); lokalt nedåtriktad hydraulisk gradient, temperatur- och densitetsskillnad.

Lokala grundvattengradienter precis under och runt upplaget skiljer sig från de regionala gradienterna. Detta beror på att ett upplag har en annorlunda hydrologi, upplag som får mer infiltration än omgivande mark får därmed en lokal höjning av grundvattenytan. Följden blir en transport av lakvatten i en annan riktning än den regionala grundvattenrörelsen. Denna förhöjda grundvattenyta under upplagen kan också leda till en nedåtriktad hydraulisk gradient i grundvattenzonen under upplagen. Följden blir en vertikal rörelse nedåt av lakvatten. Detta har påvisats av MacFarlane *et al.* (1983) i ett upplag i Canada (Borden-upplaget). Här fanns en uttalad nedåtriktad lakvattenrörelse under vår och sommar.

Temperaturen har en mycket större effekt på viskositeten än på densiteten. En lägre viskositet hos lakvattnet borde teoretiskt medföra högre flödes hastigheter, vilket i sin tur borde påverka utspädningen av lakvattenplymen. Undersökningar som gjorts (t.ex. MacFarlane *et al.* 1983) tyder emellertid på att viskositeten inte har så stor betydelse.

Vid det ovan nämnda motsvarade en temperaturökning på 4°C endast en relativ ökning av den hydrauliska konduktiviteten på 10 %.

Skillnad i densitet mellan grundvatten och lakvatten kan ha stor betydelse för plymens läge i vertikalled under upplagen. Densitet är en funktion av temperatur och halter lösta ämnen. Förhöjda temperaturer i lakvatten har rapporterats av flera olika författare. Ett bra exempel är just undersökningen av Borden-upplaget där "flernivå-rör", multilevel point-sampler, användes. Där sträckte sig zonen med förhöjda temperaturer ner till botten av akviferen och motsvarar zonen för klorid och sulfat (Fig. 11 och 12 a-d).

Höga halter av olika lösta ämnen är inte ovanligt i lakvatten och en TS (total solids) på 20 000 mg/l motsvarar enligt Christensen *et al.* (1994) en densitet som är mer än 1% högre än grundvattendensiteten ($= 1.014\text{g}/\text{cm}^3$ vid 10°C om lakvattnet motsvarar en NaCl-lösning). Det är troligt att densitetsskillnaderna mellan grundvatten och lakvatten mer beror på de lösta ämnena än på temperaturökningen. Det är dock svårt att i fältobservationer skilja påverkan från den lokala grundvattenytan från påverkan från skillnader i densitet.

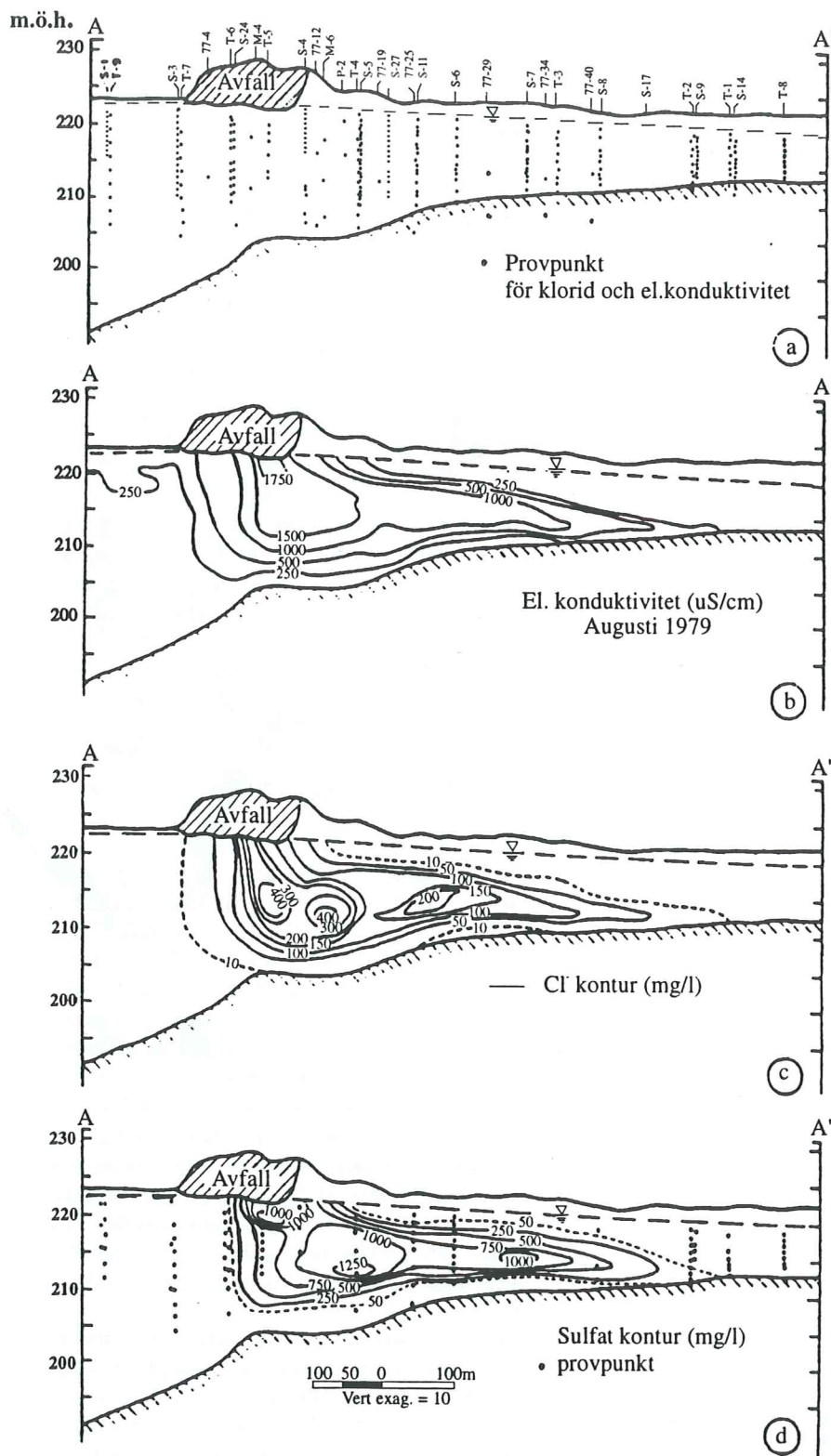


Fig. 12. Provpunkterna för klorid och elektrisk konduktivitet (12a), elektrisk konduktivitet ($\mu\text{S}/\text{cm}$) (12b), klorid (mg/l) (12c) och sulfat (mg/l) (12d) längs en längdprofil vid Borden upplaget. De högsta kloridkoncentrationerna uppträder i mitten av akviferen 50-160 meter nedströms upplaget. Sulfat användes i undersökningen av Borden upplaget för att kunna identifiera plymfronten då det uppstod problem när vägsalt påverkade kloridkoncentrationerna. Vanligtvis används inte sulfat i kontrollprogram då det oftast förekommer i låga koncentrationer. Vid Borden upplaget var sulfathalten ovanligt hög. Det framgår av figurerna att lakvattenpåverkat grundvatten sträcker sig ca. 700 meter nedströms upplaget (ur MacFarlane et al. 1983).

4 Lakvattenmängd

4.1 Klimatologiska förhållanden

Den vattenmängd som blir tillgänglig för lakvattenproduktion bestäms av olika klimatologiska faktorer; nederbördsmängd, nederbördsvariationer och avdunstning. Gustavsson och Holm (1989) beräknar att lakvattenproduktionen utgör 40% av bruttonederbörden. Förutom de klimatologiska faktorerna påverkar också vegetation, tät- och täcklagrens mäktighet, porositet och vattenhalt lakvattenproduktionen (Karlqvist och Olsson 1983).

Det finns regelbundna mönster i nederbördsvariationerna som gör det möjligt att förutsäga hur

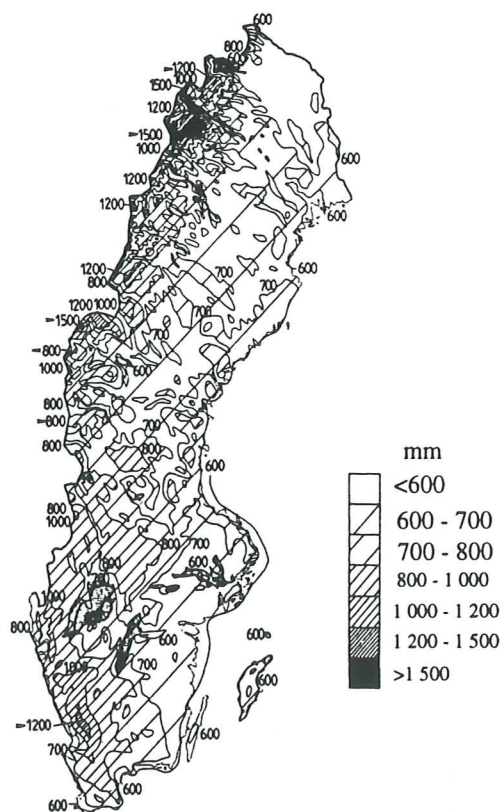


Fig. 13. Nederbördsvariationer över Sverige baserad på perioden 1961 - 1990. För södra Sverige kan noteras en högre nederbörd än för östra delen av Sydsverige (ur Brandt et al. 1994).

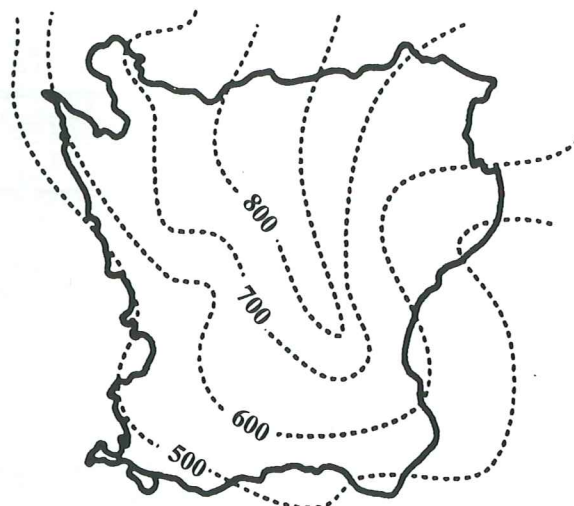


Fig. 14. Nederbördsfördelningen i Skåne. Skåne har ett varmt klimat med lång vegetationsperiod och närheten till stora havsområden förstärker detta och bidrar till ett nederbördsöverskott i de norra och nordvästra delarna av landskapet. I södra och sydöstra Skåne råder torrare klimat. Över Skåne dominerar sydvästliga vindar (ur Miljörapport, Malmöhus län 1994).

nederbörden kommer att uppträda till viss del. I och med detta kan också lakvattenproduktionen förutsägas (Karlqvist och Olsson 1983).

Figur 13 visar årsnederbördens variation på några platser i Sverige, baserad på SMHI:s nederbördsmätningar för perioden 1961 - 1990. Figur 14 visar nederbördsfördelningen i Skåne mer detaljerat, noteras kan att nederbörden är något högre i landets västra delar. I de nordligaste delarna av landet är nederbörden bunden i ett snötäcke under en stor del av året medan nederbörden i södra Sverige oftast är direktillgänglig även under vinterhalvåret. En betydande del av nettonebörden finns tillgänglig under höst och vinter eftersom snötäcket är kortvarigt eller t.o.m. helt obefintligt. Under dessa perioder är även avdunstningen låg (Karlqvist och Olsson 1983), den mesta avdunstningen sker i perioden maj - augusti (Brandt et al. 1994).

Effekterna av det geografiska läget har illustrerats i vattenbalansberäkningar med utgångspunkt från täckta respektive öppna avfallsupplag (Karlqvist och Olsson 1983). I Östersundsområdet sker all lakvattenproduktion vid snösmältningen medan Malmö har nederbördsöverskott under hela vintern. I Malmöregionen är lakvattenproduktionen betydande under större delen av året för öppna upplag, medan de täckta upplagen har lakvattenproduktion under oktober - maj. Med hänsyn just till dessa regionala skillnader kan landet delas in i tre regioner baserade på när vattnet är tillgängligt för lakvattenproduktion. Figur 15 visar dessa tre

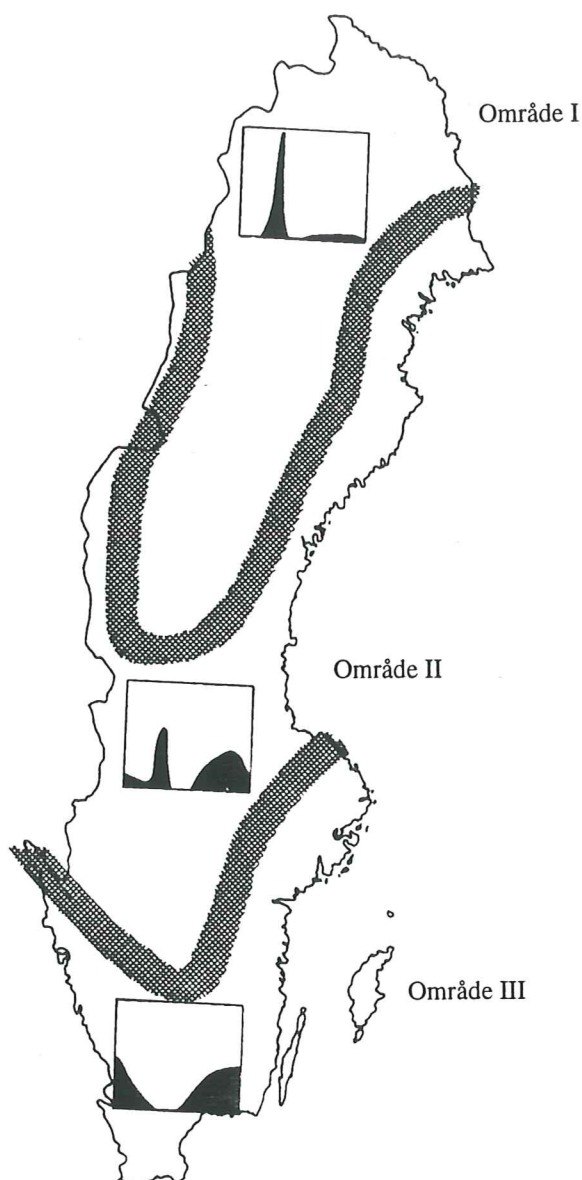


Fig. 15. Regioner i Sverige med likartad lakvattenproduktion. Den norra regionen, inre Norrland (I) karaktäriseras av att snösmältningen dominerar lakvattenproduktionen. I den södra regionen, östra Svealand och östra Götaland (III) ger där emot hela vinterhalvåret upphov till lakvattenproduktion. Region II omfattar Norrlands kustland, västra Svealand och nordöstra Götaland. Diagrammen för varje region visar schematiskt lakvattenbildningstillfällena under ett kalenderår (ur Karlqvist och Olsson 1983).

regioner, inre Norrland (I), Norrlands kustland, västra Svealand och nordöstra Götaland (II) och östra Svealand och östra Götaland (III).

4.2 Vattenbalansberäkningar

Syftet med vattenbalansberäkningar är att beräkna lakvattenproduktionen i nya upplag och tolka lak-

vattenflöden på existerande upplag. Vikten av och kostnaderna för lakvattenbehandling är sådana att det kan behövas regelbundna omvärderingar av utförda vattenbalansberäkningar. Med tanke på långsiktiga miljöbedömningar är det av intresse att beräkna lakvattenbildningens storlek och eventuella förändring med tiden. För att dimensionera lakvattenuppsamlingssystem kan det behövas beräkningar på dagliga värden av lakvattenflödet (Lindmark och Elander 1994) över en årscykel.

Det inkommande vattnet till en deponi kan utgöras av nederbörd, recirkulerat lakvatten, inströmmande ytvatten och grundvatten samt vatten som tillförts med avfallet. Vatten avgår genom evapotranspiration, gasbildning, ytavrinning av rent vatten och lakvattenavrinning. Vatten kan produceras eller konsumeras genom biologiska processer i organiskt avfall (Lindmark och Elander 1994). Det finns dock inget som tyder på att vatteninnehållet i avfall blir lägre än dess fältkapacitet (Ehrig och Stegmann 1989).

4.3 Vattenbalanskvationer

Vattenbalansberäkningar jämför mängden inkommande och utflödande vatten under en viss tid. Även om de ingående parametrarna varierar i vattenbalanskvationer enligt olika författare så kan en vattenbalanskvation förenklat uttryckas (Blight *et al.* 1992) som vatteninflöde = vattenutflöde + kvarhållet vatten.

Samma sak kan skrivas mer utvecklat som:

$$P + Q_{ty} + Q_{tg} + Q_{tv} = \text{Lay} + \text{Lag} + V + E + M, \text{ där} \quad (1)$$

P = nederbörd över upplagsområdet

Q_{ty} = tillrinnande ytvattenmängd

Q_{tg} = tillrinnande grundvattenmängd

Q_{tv} = tillfört vatten via flytande och halvfast

avfall och via intern vattenförbrukning

Lay = avrinnande vattenmängd, ytligt lakvatten

Lag = avrinnande grundvattenmängd.

V = förändring i avfallets vatteninnehåll.

E = evapotranspirationen (avdunstning)

M = magasinförändring i lakvattendamm, mark- och grundvattenmagasin.

Figur 16 visar denna ekvations parametrar - hämtat ur RVF publikation 93:10 (1993) - på ett tänkt avfallsupplag.

Det är nödvändigt att känna till storleken på det område som bidrar med ytvattenavrinning och grundvattentillrinning för att beräkna termerna i en vattenbalanskvation och även hur stor del av området som utgörs av deponi respektive naturlig mark måste kännas till (RVF 93:10, 1993).

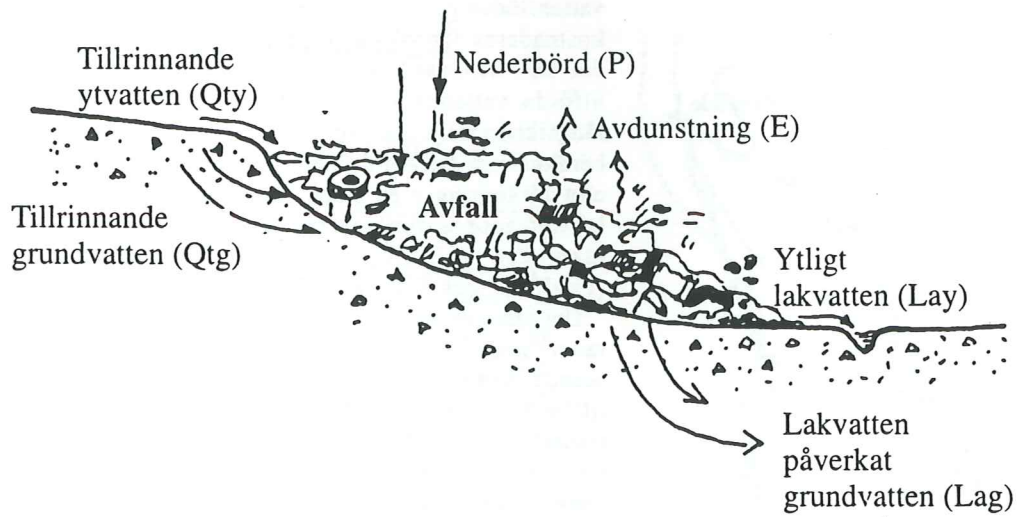


Fig. 16. Vattenbalanskvationens parametrar i ett avfallsupplag enligt RVF 93:10,(1993). Bilden illustrerar ingående parametrar i vattenbalanskvationen: $P + Q_{ty} + Q_{tg} + Q_{tv} = L_{ay} + L_{ag} + V + E + M$.

5 Ytvatten- och grundvattenkontroll

För att utforma grundvattenkontroll vid ett avfallsupplag krävs vissa hydrogeologiska undersökningar av området (se ex. Christensen *et al.* 1991; RVF 93:10, 1993). För att få en uppfattning om var provtagningspunkterna bäst placeras måste man ha kännedom om grundvattnets rörelse i jordlagren och i berggrunden (RVF 93:10, 1993) liksom ett eventuellt läckages transversella dispersion. Utströmningsområden för det påverkade grundvattnet måste lokaliseras liksom sprickzoner i berggrunden och spridning av förorenat grundvatten i jordlagren (RVF 93:10, 1993).

Enligt Christensen *et al.* (1991) är denna transversella dispersion, d.v.s. spridningen av föroreningsplymen vinkelrätt mot strömningsriktningen, den helt avgörande faktorn för bestämning av provpunkternas placering. En korrekt bedömning av dispersionen är svår att göra, vilket kan göra att avståndet mellan provpunkterna blir felaktigt uppskattat. En överskattning av utspädningen kan leda

till att brunnarna placeras med ett för stort inbördes avstånd, vilket gör att en oväntat smal plym undkommer mellan två intilliggande provpunkter. En underskattning av utspädningen leder å andra sidan till att provpunkterna placeras på alltför stort avstånd från deponin. Sådana provpunkter kan bara upptäcka väldigt stora utsläpp av lakvatten (Christensen *et al.* 1991). Provpunkternas läge och antal är beroende av lokala förutsättningar och bestäms individuellt för varje anläggning (Christensen *et al.* 1991; RVF 93:10, 1993).

När det gäller ytvatten är det angeläget att kontrollera om ytvattnet påverkas av lakvatten från upplaget, varför det bör finnas en kontrollpunkt liggande uppströms ett avfallsupplag för att provta opåverkat ytvatten. Nedströms upplaget bör det finnas en provpunkt för att kontrollera att ytvattnet inte påverkas av lakvatten under sin väg genom upplaget (ex. RVF 93:10, 1993).

6 Provtagningsmetodik

6.1 Indirekta metoder

Genom att mäta hydrauliskt tryck via piezometrar kan bedömningar göras beträffande lakvattenproduktionen, effektiviteten av dränering och det potentiella flödet genom deponins gränsskikt. Piezometrarna placeras på platser i deponin som anses kritiska med avseende på läckagerisk (Carabelli *et al.* 1991).

Geoelektriska metoder kan användas om deponin är fodrad med ett bottenskikt av hög elektrisk resistivitet. En elektrisk spänning läggs över båda sidorna av en bottentätning (liner) genom två metalliska elektroder. Den positiva elektroden placeras inne i upplaget och den negativa placeras utanför upplaget. Om det inte sker något flöde av vatten eller lakvatten (d.v.s. inget läckage) genom bottentätningen blir den uppmätta strömmen låg. Vid läckage ökar strömmen. Två mobila elektroder kan sedan användas för att lokalisera läckaget (Carabelli *et al.* 1991).

Genom analys av förändringar av markvattenzonens egenskaper direkt under och utanför upplaget kan utsläpp av förorenande ämnen upptäckas på ett tidigt stadium. Metoderna som används är geoelektricitet (beskriven ovan) för att bestämma den elektriska resistiviteten som förändras då läckage påverkar resistiviteten. En annan metod är att studera vatteninnehållet med hjälp av en neutronprober. En neutronprober är känslig för överflöd av väteatomer i omkringliggande jord. Detta gör att den kan användas för att avslöja variationer i vatteninnehåll. Lysimetrar är ett beprövat instrument för att provta porvatten i markvattenzonen (Carabelli *et al.* 1991). Alla metoder som beskrivits här kräver att det finns bottentätning med kända egenskaper. Neutronprobern är dessutom en dyr metod och de PVC-rör som används kan bli svåra att hålla öppna i ett avfallsupplag.

6.2 Grundvattenprovtagning

Provtagning av grundvattnet följt av kemiskanalys är den vanligaste metoden och den som rekommenderas av Christensen *et al.* (1991) och RVF 93:10, (1993). Det är en väl utprövad metod och om bara provtagningspunkterna planeras väl är den en effektiv metod (Christensen *et al.* 1991; Carabelli *et al.* 1991). Meningen med provtagning av grundvattnet är att få en uppfattning av grundvattnets flödesmönster och uppskatta grundvattenkvaliteten. För att bedöma grundvattnets flödesmönster måste djupet till grundvattenytan, hastighet och rörelseriktning av grundvattnet och in- och utflödesområden, e.t.c. bestämmas (Carabelli *et al.* 1991).

6.3 Faser i kontrollprogrammet

Olika kontrollmetoder kan användas under avfallsupplagets olika faser. Figur 17 visar hur kontrollprogram kan anpassas med tiden vid ett avfallsupplag. Innan deponeringen startar bör referensprover tas av grundvattnet i området. Dessa bakgrundsvärden eller referensvärden bör tas under minst ett års tid för att belysa årstidsvariationerna (Carabelli *et al.* 1991; Christensen *et al.* 1991; RVF 93:10, 1993). När deponin sedan är i drift används dessa värden som bakgrundsvärden i kontrollprogrammen.

När deponin är i drift startar det som RVF 93:10, (1993) kallar normalprogrammet. Det skall visa på eventuella okontrollerade utsläpp och bör omfatta prover enligt följande: referensprover på ytvatten och grundvatten uppströms upplaget, lakvattenanalyser före och efter eventuell behandling, ytvattenanalyser nedströms upplaget, i avskärande diken och i vattendrag som kan tänkas bli påverkade. Dessutom ingår grundvattenanalyser nedströms upplaget, kontroll av vattentäkter omkring upplaget som kan vara i riskzonen, flödesmätning-

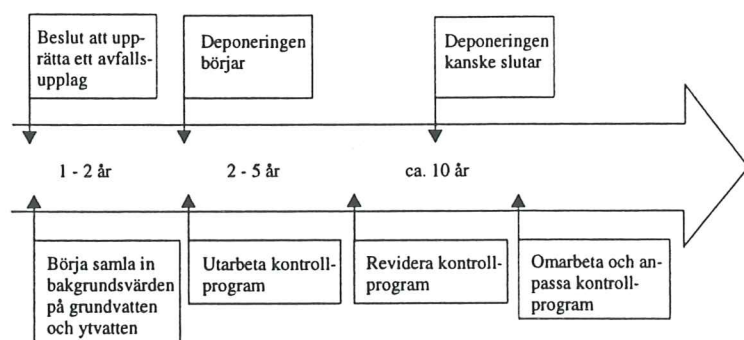


Fig. 17. De olika stegen i ett kontrollprogram från det att ett upplag planeras tills efter det att upplaget avslutats (efter Christensen och Kjeldsen 1992; Christensen *et al.* 1991).

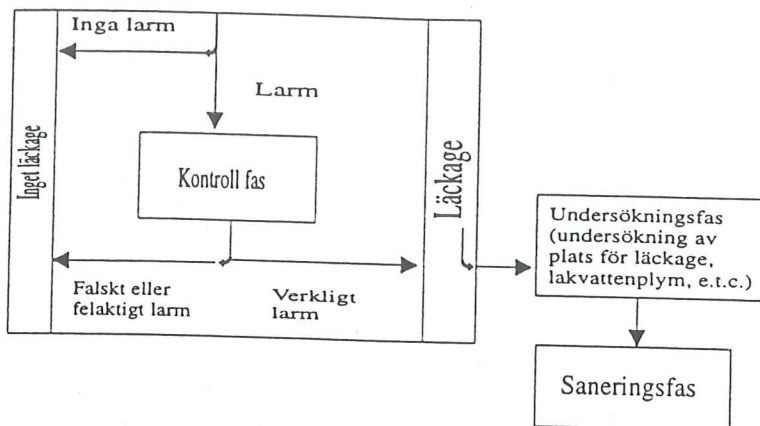


Fig. 18. De olika stegen under ett normalprogram vid rutinkontroll och vid händelse av alarm (efter Christensen och Kjeldsen 1992; Christensen *et al.* 1991).

ar på utgående lakvatten från anläggningen och nederbördsräkningar över deponins avrinningsområde (RVF 93:10, 1993). Efter några år bör kontrollprogrammet utvärderas (Christensen *et al.* 1991).

När det gäller s.k. opåverkat ytvatten och grundvatten bör det observeras att halterna av olika ämnen kan variera rätt mycket över ett år. En kontroll som baseras på jämförelse mellan uppströms- och nedströmsvatten kan leda till att bara stora lakvattenläckage upptäcks enligt Christensen *et al.* (1991).

Eftersom olika mått och steg vidtas för att hindra läckage av lakvatten till omgivningen kommer provtagningen att vara ett rent rutinarbete med insamling av data och utvärdering av dessa data. Men om ett läckage skulle upptäckas är det viktigt att ha rutiner fastlagda för hur man skall gå till väga. Eftersom man inte kan bortse från att larmet kan vara falskt larm bör en ny provtagning göras direkt, en kontroll. Om den visar att allt är som det skall återgår provtagningen till normalprogrammet. Dock bör man undersöka vad som orsakade det falska larmet. Om det å andra sidan är ett läckage skall det undersökas; var det kommer ifrån, lakvattenplymens utbredning och dess huvudsakliga förorenande ämnen (Christensen *et al.* 1991). Figur 18 visar de olika stegen under ett normalprogram vid rutinkontroll och vid händelse av larm.

Efter det att upplaget avslutas inträder det RVF 93:10, (1993) kallar uppföljningsprogrammet. Under denna fas behöver inte provtagning ske så ofta och analysomfånget kan eventuellt reduceras.

6.4 Provtagningsmetoder

Oftast tas proverna som stickprover enligt RVF 93:10, (1993). Detta för att det sker en naturlig utjämning i variationerna i lakvattnets sammansättning under uppehållstiden i mark och utjäm-

ningsmagasin. Stickprovstagning innebär en förenkling både vad gäller provtagningsutrustning och provtagning.

Vanligen tas vattenprov ur observationsrör utförda som enkla rör med en slits, vilket innebär att man får ett prov som representerar hela grundvattenakviferen i närområdet om akviferen är homogen. Är akviferen däremot heterogen eller skiktad provtas endast det vatten som befinner sig på röröppningens nivå. Om man vill ha prover som är representativa för olika nivåer måste provtagningen ske ur en samling av rör som har olika längder eller ur rör som har slitsar för provtagning på olika nivåer. Detta utnyttjade Andersson *et al.* (1982) vid en undersökning för att visa en föroreningsvariation i horisontal- och vertikalled. Provtagning måste därför göras på ett flertal nivåer. Andersson *et al.* (1982) beskriver två principer för detta. Alternativ I är att sätta lika många rör som önskat antal mätnivåer i ett samlat galleri. Alternativ II är att perforera ett rör på de nivåer där provtagning önskas.

Tromby *et al.* (1993) beskriver en multilevel sampler (MLS) - flernivårör - som utformats av Weizmann- institutet för naturvetenskap i Israel. Denna MLS består av ett rör med dialysceller med 3 cm avstånd och separerade från varandra. Varje dialyscell är en egen och oberoende provtagningsenhet som fylls med avjoniserat vatten och stängs med två dialysmembran. MLS är byggd i sektioner vilket gör att flera rörsegment kan kopplas till varandra. Denna MLS är enkel att använda och eftersom dialyscellerna är i jämvikt med gas- och vattenfasen i akviferen fungerar den som ett kontinuerligt provtagningsystem. MLS sänks ner i provtagningsbrunnen och lämnas där till jämvikt uppnås genom diffusion. Provtagningstiden är vanligtvis 48-100 timmar. Efter denna tid tas MLS upp och innehållet i cellerna skickas till laboratorie för analys. MLS har använts sedan 1984 för att studera olika akviferer i Israel, Tyskland och i USA, sedan 1993 har den använts i Italien (Tromby *et al.* 1993).

7 Provtagningsfrekvens

Målet med provtagning är enligt Kulander (1990) att få en uppskattning av utsläppt föroreningsmängd på exempelvis årsbasis. Ett medelvärde beräknas på de värden som erhålls vid provtagning, men detta värde är bara en uppskattning av det sanna värdet - en medelvärdesuppskattning baserad på ett begränsat antal prover. Normalt förväntas osäkerheten minska ju fler prover som finns att tillgå. Det kan vara motiverat att minska antalet provtagningar av ekonomiska eller praktiska skäl, men möjligheten till det är enligt Kulander (1990) beroende av tre villkor:

- en minskad provtagningsfrekvens skall fortfarande ge en acceptabel medelvärdesuppskattning
- utsläppsnivån är så låg att enbart stickprovstagning kan anses erforderlig med bibehållen accepterad säkerhet
- även en frekvent provtagning skulle ge en så stor osäkerhet att resultaten endast kan användas som stickprover

Kulander (1990) gjorde en beräkning på utsläppsdata från en anläggning för att se om en minskad provtagningsfrekvens var möjlig enligt villkoren ovan. Årsvisa medelvärden beräknades baserade på 12, 6 och 3 st prover. Han visar att om målet är att få en uppfattning om föroreningsutsläpp på årsbasis är det vanskligt att minska antalet prover. En halvering av antalet prover från 12 till sex stycken ger ett helt annat medelvärde. Gäller det däremot att ge en stickprovsmässig uppfattning

om utsläpp vid vissa tidpunkter går det bra att minska antalet provtagningar. Kulander anser där-
emot att eftersom 12 prover/år egentligen ger en stor spridning är årsmedelvärdet knappast ett helt meningsfullt begrepp. Det enda relevanta synsättet är enligt Kulander att ge en stickprovsmässig uppfattning om utsläppen.

I RVF 93:10 (1993) ges riktlinjer för provtagningsfrekvens av ytvatten, grundvatten och lakvatten. Ytvattenprovtagning bör göras relativt ofta, t.ex. en gång per månad om inga svaga punkter upptäcks. Provtagning av grundvatten behöver inte göras så ofta enligt RVF 93:10 (1993) eftersom grundvattenflödet är långsamt. Utan att osäkerheten blir för stor kan det räcka med provtagning två gånger per år. Tidpunkterna för provtagning är beroende på i vilken nederbördsregion upplaget ligger, de bör anpassas till perioder med högt respektive lågt grundvattenstånd. Provtagning av lakvatten anpassas efter upplagets storlek och typ. Minimikravet enligt RVF 93:10 (1993) bör vara fyra gånger per år vid nedanstående tidpunkter:

- snösmältning, vårflode
- början av sommarens lågvattenföring
- slutet på sommarens lågvattenföring
- högvattenföring under hösten

Förutom denna provtagning av lakvatten bör även mätning av konduktivitet ske vid samma tillfälle som mätning sker i ytvattnet. Vid större upplag kan en tätare analys av lakvattnet vara lämplig.

8 Kontrollparametrar

Helt avgörande för ett kontrollprogramms funktion är att rätt parametrar väljs ut för analys. För normalprogrammet föreslås vanligen nedanstående parametrar enligt RVF 93:10 (1993) för ytvatten, grundvatten och lakvatten i en baskontroll;

- indikationsparametrar; elektrolytisk konduktivitet, temperatur
- lakvattenanalyser; färg, suspenderat material, pH, elektrolytisk konduktivitet, temperatur, syrehalt, BOD eller COD, totalkväve, ammoniumkväve, totalfosfor, klorid, järn och vissa tungmetaller
- grundvattenanalys; färg, el. konduktivitet, temperatur, TOC eller COD, totalkväve, totalfosfor, klorid, järn och vissa tungmetaller.

Denna baskontroll kompletteras individuellt för respektive upplag beroende på avfallstyper som deponeras och med hänsyn till recipient eller mottagare av lakvattnet.

Specialprogram kan finnas om analyserna enligt normalprogrammet visar förhöjda värden av någon parameter. Detta programs omfattning bestäms från fall till fall. Exempel på parametrar som kan ingå i ett specialprogram enligt RVF 93:10 (1993) är; vissa metaller, bor, fenol, cyanider, totalhalt olja, PCB, klorerade och oklorerade lösningsmedel, toxicitet, bioackumulerbara substanser, BOD₂₈, mikroorganismer som coliforma bakterier och olika patogener.

Antalet möjliga parametrar som kan provtas är som synes stort och därför krävs det enligt Christensen *et al.* (1991) en metod att rangordna dem efter deras egenskap att indikera läckage, d.v.s. ju lättare det är och ju tidigare det går att upptäcka läckage genom att hitta förhöjda värden av en parameter i det provtagna ytvattnet eller grundvattnet, ju bättre rang får parametern i fråga. För att göra detta redovisar Christensen *et al.* (1991) en ekvation härledd via en kombination av statistisk t-test och den konvektiv-dispersiv-adsorptiva ekvationen för endimensionell lösningstransport. Ekvationen för den endimensionella lösningstransporten tar konvektion, dispersion och adsorption för de lösta ämnena med i beräkningen. Ekvationen är analytiskt lösbar genom att uttrycka dispersionen som en produkt av dispersiviteten och den konvektiva flödes hastigheten. De egenskaper som främst avgör parameterns rang är; ju mindre osäkerhet i bakgrunds nivå ju bättre, ju större skillnad mellan koncentrationen i lakvattnet och grundvattnet ju bättre och ju lägre adsorptionsbenägenhet ju högre rang eftersom det minskar spridningshastigheten. Detta innebär att om en parameter ligger på en stabil nivå i ett opåverkat vatten så märks en förhöjning av koncentrationen i stort sett omedelbart. Om parametern förekom-

mer i låga halter i det opåverkade vattnet och i höga halter i lakvattnet kommer ett läckage att leda till en rejäl förhöjning av halterna i det provtagna vattnet och om adsorptionsbenägenheten är låg så kommer en större del av ämnet att transporteras långt och därmed nå den provtagna platsen tidigt. Av erfarenhet menar Christensen *et al.* (1991) att specifik konduktivitet, COD, temperatur, klorid, natrium, ammoniak och kalcium ofta väljs, men dessa parametrar behöver inte vara de bästa för upplaget i fråga. Koncentrationer av natrium och kalcium uppvisar naturligt stora variationer i grundvattnet oberoende av föroreningar, vilket man måste vara observant på om natrium och kalcium ingår som kontrollparametrar. Ju fler parametrar som används, ju större blir säkerheten. Samtidigt ökar kostnaden för kontrollprogrammen så det blir oftast en avvägning mellan kostnad och risk att läckage sker utan upptäckt.

I SNV Meddelande 1982:2 (1982) finns en genomgång av de olika parametrar som provtas på avfallsupplag. Nedan följer en sammanfattning av de parametrar som tas upp i analyserna som gjorts i detta arbete, samt vanligt förekommande halter i grundvattnet.

Konduktiviteten är ett mått på den elektriska ledningsförmågan, d.v.s. ett mått på mängden lösta joner i vattnet. Vanligen anges konduktiviteten i milli Siemens per meter ($\mu\text{S}/\text{m}$) eller mikro Siemens per centimeter ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Ett opåverkat ytvatten ligger runt 100 till 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ och ett opåverkat grundvatten ligger runt 50 - 1 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. I Skåne är halter mellan 400 och 1 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vanliga (Aastrup *et al.* 1995). Konduktiviteten är starkt korrelerbar med halten klorid, det är därför som den är en lämplig indikator på lakvattenförekomst.

pH är ett mått på vattnets surhetsgrad och surhetsgraden har stor betydelse för olika ämnens löslighet. Med stigande pH minskar lösligheten för de flesta metaller, dock gäller att metallernas löslighet kan öka vid ett basiskt pH p.g.a. komplexbildning. I grundvatten är ett pH runt 5 till 9 vanligt och i Skåne ligger det runt 6.5 till 7.5 enligt Aastrup *et al.* (1995).

BOD eller biokemisk syreförbrukning är ett mått på mikroorganismernas syreförbrukning vid nedbrytning av organisk substans. Index anger antal mät dagar, vanligen används 5 eller 7 mät dagar.

Fosfor är direkt beroende av latrin och kommunalt avloppsslam som deponerats på upplaget. Normalt ligger halterna lågt (0.1 - 6.5 mg/l med median på 1.1 mg/l).

Kväve förekommer i huvudsak som ammoniumkväve p.g.a. de anaeroba förhållanden som råder i upplag. Även åker gödsling kan ge förhöjda halter liksom avlopp och gödselstackar. I grundvatten

ligger halterna på ammoniumkväve runt 0-1 mg/l. Halter som överstiger 0.5 mg/l anses ur hygienisk synpunkt vara anmärkningsvärda. Nitrat finns vanligtvis i låga halter i grundvatten. Under växtsäsongen tas stora mängder upp av växterna vilket minskar tillskottet i grundvattnet. Vanligt är halter på 0 till 20 mg/l och halter över 5 mg/l i grundvatten indikerar påverkan från någon föroreningskälla. Halter över 10 mg/l anses ur hygienisk synpunkt vara anmärkningsvärda (Aastrup *et al.* 1995).

Järn varierar mycket i svenskt lakvatten med en medianhalt på 30 mg/l. I grundvatten är halter på 0 - 1 mg/l vanliga och halter över 0.5 mg/l anses med tvekan tjänligt. Mangan har en median på 3 mg/l i svenskt lakvatten. Höga halter av mangan

kan orsaka missfärgning av tvätt, porslin och ge en obehaglig smak åt vattnet. Halter över 0.3 mg/l anses otjänligt (Aastrup *et al.* 1995).

Tungmetaller finns inte i stora mängder i svenskt lakvatten. Zink, koppar, krom och bly lakas ur långsamt medan kadmium och mangan lakas ur snabbare. Detta kan märkas i den procentuella andelen i lakvattnet men oftast ligger halterna under detekteringsnivå. I grundvatten anses halter över 0.01 mg/l med tvekan tjänligt vad avser bly och över 0.05 är vattnet inte drickbart. I Skåne ligger halterna oftast under 0.05 mg/l. För kadmium är gränsen 0.005 mg/l, för krom 0,05 mg/l och för koppar 0.02 mg/l. För zink gäller att över 1 mg/l är vattnet tekniskt anmärkningsvärt (Aastrup *et al.* 1995).

9 Uppföljning

När provtagning skett och de utvalda parametrarna analyserats skall inkomna data utvärderas. Olika strategier finns för detta, exempelvis jämförelse av värden uppmätta uppströms med värden uppmätta nedströms eller jämförelse av värden från tidigare undersökningar i samma provtagningspunkt. Enligt Christensen *et al.* (1991) har en jämförelse med uppströmsvärden en begränsad användbarhet. De menar att det bästa är att jämföra med tidigare resultat i den berörda provtagningspunkten.

För att kunna fastlägga en referensnivå som är korrekt för en viss parameter krävs en noggrann undersökning av bakgrundsnivån, alltså parameterns värde vid naturliga, icke förorenade förhållanden. Detta värde uttrycks i ett medelvärde och en standardavvikelse. För att kunna bestämma en parameters statistiska egenskaper krävs en lång tidsserie vilket sällan existerar. Referensnivån blir därför mycket osäker och det blir därmed svårt att avgöra om ett prov uppvisar alarmerande nivåer eller inte (Christensen *et al.* 1991).

I praktiken går utvärderingen som Christensen *et al.* (1991) beskriver ut på att man omedelbart efter analyserna av proverna plottar de framtagna värdena i kontrolldiagram (Fig. 19), ett för varje provtagningspunkt och parameter, där bakgrundsvärdet för provpunkten är inlagt. Tiden för provtagningen är x-koordinaten och parametervärdet är y-koordinaten. Ur diagrammet kan direkt observeras om ett prov uppvisar förhöjda värden under förutsättning att referensnivån är stabil. Christensen *et al.* (1991) sätter upp kriterium för larmsignalering genom att parametervärdet jäm-

förs med en kombination av referensnivåns (bakgrundsvärdet) medelvärde (x) och standardavvikelse (s), enligt följande:

Om en observation överskrider linjen för $(x + 3s)$ eller två efterföljande observationer överskrider linjen för $(x + 2s)$ innebär det att ett stort läckage kan ha skett, om fem efter varandra följande observationer överskrider linjen för $(x + s)$ innebär detta ett långsamt men kontinuerligt läckage.

På detta vis menar Christensen *et al.* (1991) att en stor läcka $[(x+3s)$ och $(x+2s)]$ och ett mera långsamt utsipprande läckage $(x+s)$ kan upptäckas genom kontrollprogrammet.

Även i SNV Meddelande 1982:2 (1982) rekommenderas att redovisning av provtagningar görs i diagramform för att komplettera tabellerna. Där används diagram där x-axeln är indelad efter årets månader och omfattar ett år. På y-axeln i diagrammet för t.ex. ledningsförmåga anges med en linje det värde som om det överskrids innebär att åtgärder måste vidtas. Ytterligare redovisning bör enligt SNV Meddelande 1982:2 (1982) ske i protokollform där varje mätpunkt förs in. På detta sätt blir mätvärdena redovisade såväl i siffror som grafiskt. Trender i utvecklingen kan lättare observeras i diagramform. När diagrammen ritas kan det vara bättre att använda medianvärden eftersom medelvärde kan "ljuga"; en lång mätserie med något så när likartade värden som har ett starkt avvikande värde kan t.ex. få ett medelvärde som inte överensstämmer med det värde som egentligen representerar medelvärde om de avvikande värdena räknas in.

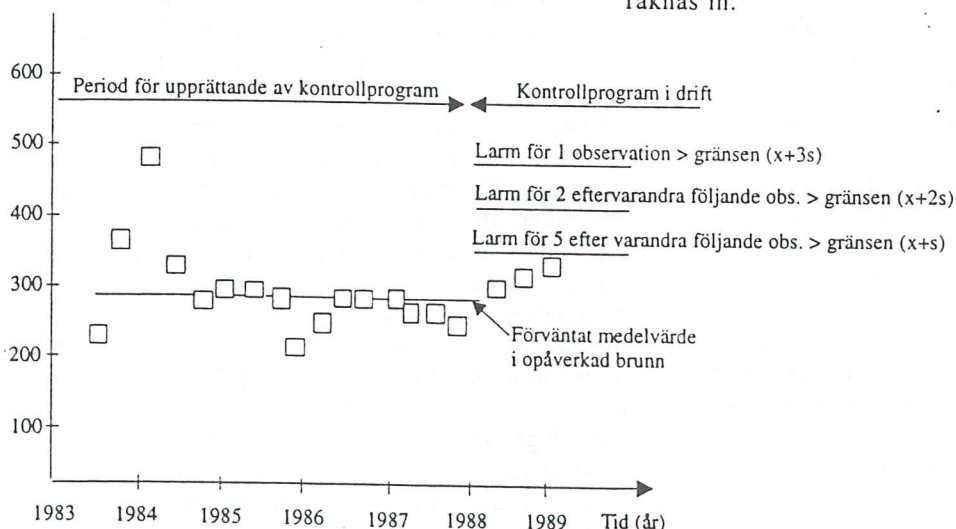


Fig. 19. Ett exempel på ett kontrolldiagram. För en viss provtagningspunkt har det uppmätta värdet för den specifika konduktiviteten plottats under ett antal år. För alarmsignalering jämförs parametervärdet med en kombination av referensnivåns medelvärde (x) och standardavvikelse (s) enligt följande; en observation överskrider $(x + 3s)$, två efterföljande observationer överskrider $(x + 2s)$ eller fem efterföljande observationer överskrider $(x + s)$ (efter Christensen och Kjeldsen 1992; Christensen *et al.* 1991).

10 Sammanfattning

Avfallsdeponier utgör en potentiell risk för sin omgivning främst genom det lakvatten som bildas och som kan spridas ner i undergrunden och till omgivningen. De deponier som är aktiva idag har kontrollprogram för kontroll av verksamheten och av anläggningens påverkan på omgivningen. En viktig funktion i kontrollprogram är att de skall möjliggöra upptäckt av läckage av lakvatten ut i ytvatten, grundvatten och eller till omgivningen runt upplagen tidigt nog för att man skall hinna åtgärda läckaget innan en allvarlig skada sker. En annan viktig funktion i kontrollprogram är också att de skall fungera som varningssignal vid läckage eller misstänkt läckage, d.v.s. visa på förändringar i grundvattnets sammansättning som inte kan vara naturligt betingade.

Vid utformning av kontrollprogram för ytvatten och grundvattenkontroll krävs kunskap om lakvattnets sammansättning eftersom det är av betydelse att veta vilka ämnen som kan tänkas påträffas i ytvattnet och grundvattnet. Lakvatten kan beskrivas som en vattenbaserad lösning av fyra föroreningsgrupper - löst organiskt material, antropogenspecifika organiska föreningar, oorganiska makrokomponenter samt tungmetaller - där sammansättningen beror på flera faktorer. Den största betydelsen för lakvattnets sammansättning har avfallets innehåll och klimatet i området där upplaget ligger, men även avfallsupplagets ålder och mängden avfall har stor betydelse. Under ett avfallsupplags livstid går det igenom olika utvecklingsfaser där de viktigaste faserna är den aeroba fasen under upplagets första veckor och de anaeroba faserna med metangasbildning som följer. Utvecklingen under upplagets utvecklingsfaser avspeglas i lakvattnet som ändrar sammansättning med tiden. Under den korta aeroba fasen bildas inte mycket lakvatten utan det är under de anaeroba faserna som lakvattenbildningen kommer igång.

Det är även av betydelse att känna till lakvattnets väg genom de geologiska avlagringarna längs flödesriktningen för att rätt bedöma var kontrollpunkterna bör placeras. När ett kontrollprogram skall utformas till en planerad deponi bör området undersökas noggrant vad gäller grundvattnets och ytvattnets beskaffenheter. Detta innebär att observationsrör sätts ner i de akviferer som kan tänkas beröras av en deponi och att dessa observationsrör provtas under ett år, liksom ytvatten som finns i området, för att få en något så när tillförlitlig mätserie som kan användas som referens när deponin sedan är i drift. Under deponins livstid skall kontrollprogrammen utvärderas och, om behövt, kompletteras efter eventuellt ändrade behov. För deponier redan i drift saknas oftast en referensmät-

serie från tiden innan deponin startades. i ett sådant fall kan mätvärden från ett observationsrör uppströms deponin fungera som bakgrundsvärden, med reservation för naturliga variationer i halterna i grundvattnet.

Eftersom olika ämnen i lakvattnet utsätts för olika attenuationsprocesser (förtunning) är det av vikt att veta hur ämnena påverkas för att bedöma graden av utspädning och spridning av lakvattenplymen som bildas vid läckage av lakvatten ut i en akvifer. Om t.ex. graden av utspädning och dispersion överskattas, d.v.s. utspädningen och spridningen av lakvattnet med det omgivande grundvattnet är lägre än man tror, är risken stor att provtagningspunkterna placeras med för stort inbördes avstånd då man förväntar sig en stor lakvattenplym. Den verkliga, smala plymen kan då gå helt oupptäckt förbi kontrollpunkterna. Vid placering och val av typ av observationsrör och andra provpunkter är det av vikt att veta syftet med placeringen. Om till exempel syftet är att upptäcka en transversell spridning måste flernivårör väljas; om man antar att en smal lakvattenplym är att vänta bör observationsrören stå närmare varandra än om en bred plym är att vänta. Alla beslut måste grundas på genomförda geohydrologiska undersökningar och kunskap om avfallstyp och förväntat lakvatteninnehåll.

Parametrarna i kontrollprogrammen väljs på grundval av lakvattnets sammansättning, vilken beror på flera faktorer som klimat, avfallstyp och ålder på avfallsupplaget. Placeringen av provpunkterna väljs med utgångspunkt från hydrologi och förväntad plats för lakvattenläckage. Vid val av provparametrar finns det standardparametrar som ingår i de flesta avfallsupplags kontrollprogram, men det är alltid bra att utvärdera valet av parametrar efter några års drift. Det kan vara så att mer upplagsspecifika parametrar behöver ingå i kontrollprogrammet för att säkerställa en upptäckt av läckage. Man måste komma ihåg att det inte är meningen att läckage skall uppträda, d.v.s. kontrollprogrammet kommer normalt inte att uppvisa några förhöjda värden. Vad som behövs är därför parametrar som ger utslag tidigt vid ett uppkommet läckage, innan den stora lakvattenplymen som uppkommer vid läckage spritt sig. Vilka parametrar som är lämpligast varierar från upplag till upplag och genom att göra statistiska beräkningar som visar vilka parametrar som är lämpligast för upplaget i fråga kan parametrar väljas ut som fungerar bäst vid upplaget i fråga.

Den vanligaste förekommande provtagningsmetodiken är stickprover i ett visst intervall av grundvattnet i observationsrör (grundvattenrör) och frekvensen av provtagningen beror på vad som

provatas. För grundvatten rekommenderas två provtagningar per år; vid låg- respektive högvatten. För ytvatten rekommenderas provtagningar 12 gånger per år och för lakvatten rekommenderas fyra provtagningar per år - vid vårflöde, i början och slutet av sommaren lågvatten och vid högvattenperioden under hösten - samt provtagning av konduktiviteten samtidigt som ytvattnet provtas.

De kontrollparametrar som väljs är oftast standardparametrarna konduktivitet, BOD eller COD, färg, pH, temperatur, totalkväve, ammoniumkväve, nitratkväve, totalfosfor, järn, mangan och diverse tungmetaller. Ibland kan det finnas skäl att välja andra, mer upplagsspecifika parametrar. Dessa kan väljas ut på grundval av förväntat lakvatteninnehåll och/eller statistiska undersökningar av de dataserier som fås efter några års drift av deponin. Statistiska undersökningar kan även visa om parametrar samvarierar med andra och därför kan tas bort för att förenkla provtagningen.

Uppföljning av varje provtagning måste göras med en gång eftersom risken alltid finns att ett läckage uppkommer. För att enkelt avgöra hur nya mätvärden jämförs med tidigare kan diagram användas. På så sätt märks såväl enstaka avvikelser som långsiktiga trender. Detta är till hjälp för att

se om det föreligger påverkan på ytvatten och/eller grundvatten. Även resultat av genomförda åtgärder, t.ex. mot läckage, kan åskådliggöras i diagramform. Det är nästan alltid lättare att få en överblick över situationen om data redovisas i diagramform hellre än i tabellform. Om det finns tillgång till referensvärden från provtagningspunkten eller bakgrundsvärden från provpunkter uppströms upplaget, kan medelvärden och medelvärden plus standardavvikelser läggas till diagrammen som referensnivåer för larberedskap. Givetvis skall man inte lita blint på dessa nivåer, men de kan ge en indikation på vad som händer. Denna procedur ger också en möjlighet att snabbt upptäcka avvikande värden, då kan en ny provtagning ske med en gång för att utröna om det var en felmätning eller om det verkligen är ett förhöjt värde i provpunkten som upptäckts. Om det visar sig att det är ett eventuellt läckage som upptäckts måste genast undersökningar om var det kommer ifrån, utsträckning, etc. undersökas. Eftersom läckage måste åtgärdas omedelbart, för att förhindra skada på grundvatten, ytvatten och/eller omgivningen runt upplaget, bör det även finnas rutiner för hur detta arbetet skall gå till väga inom ramen för ett kontrollprogram.

**Del II -
Filborna och Rönneholms
avfallsupplag**

1 Inledning

I denna del beskrivs geologin, hydrologin och befintliga kontrollprogram vid två avfallsupplag; Filborna nordöst om Helsingborg och Rönneholm nordöst om Eslöv. Del II omfattar även en utvärdering av kontrollprogrammen. Det var från början meningen att även Stavröd, utanför Hörby, skulle ha varit med i undersökningen, men det upplaget föll bort p.g.a. bristfälliga data.

Filborna och Rönneholms avfallsupplag har undersökts vad gäller hydrologiska och geologiska förhållanden av olika konsultbyråer vid flera tillfällen och vid Rönneholms avfallsupplag gjorde VBB 1991 en undersökning av driftresultat från lakvattenhanteringen som omfattar åren 1981 - 1990. I undersökningen ingick de provpunkter som ingår i det kontrollprogram upplaget har för kontroll av verksamheten. Vid Filborna har Dr. Dittrich gjort en utvärdering av mätningar utförda inom kontrollprogrammet mellan 1980 och 1993.

Upplagen har kontrollprogram för kontroll av verksamheten och i kontrollprogrammen ingår provtagning av grundvatten, ytvatten och lakvatten. I detta arbete har dataserierna från kontrollprogrammen som gäller grundvattnet, ytvattnet och lakvattnet undersökts dels för att se om det finns förändringar på lång sikt och dels för att se om kontrollprogrammen tjänar sitt syfte. Tanken bakom arbetet är att se om en eventuell långtidspåverkan av lakvatten på omgivande ytvatten och grundvatten kan upptäckas genom att analysera de data som fås vid provtagningar enligt gällande kontrollprogram. Data från Filborna och Rönneholms avfallsupplag kommer även att jämföras sinsemellan för att se hur värdena varierar mellan upplagen.

2 Metodik och utförda undersökningar

Under sommaren 1995 besökte jag upplagen för att få en bild av hur de ser ut och var de olika provtagningspunkterna ligger. Från länsstyrelsen i Malmöhus län hämtade jag information om de undersökningar och utredningar som gjorts över upplagen. Dessa undersökningar och utredningar ligger till grund för de mark- och vattenförhållanden som jag beskriver nedan. Data från befintliga kontrollprogram fick jag från de aktuella avfallsbolagen och från Länsstyrelsen. Geokemisk provtagning och bäckvattenprovtagning gjordes av SGU under hösten 1995 runt upplagen. Eftersom nederbörden är den största bidragande faktorn för

lakvattenbildning har nederbördsdata hämtats från SMHI:s nederbördsstationer vid Helsingborg och Stehag.

De dataserier som var omfattande nog gjorde jag diagram över och på vissa serier gjordes statistiska beräkningar i Microsoft Exel 5.0. Beräkningarna som gjordes var kovarians och standardavvikelse för att se en eventuell samvarians samt spridningen av värden i en dataserie. Över Rönneholms avfallsupplag gjordes flödeskartor i programmet Surfer 32 för de högsta och lägsta grundvattenstånden under åren 1992 och 1994.

3 Beskrivningar över avfallsupplagens omgivning, geologi och hydrologi

3.1 Filborna

Den pågående deponeringen startades 1951 och deponin har utökats vid olika tillfällen. Nuvarande deponi ingår i Nordvästra Skånes Renhållnings AB (NSR) som bildades 1982 av kommunerna Bjuv, Båstad, Helsingborg, Höganäs, Åstorp och Ängelholm för att gemensamt behandla det avfall som uppkommer inom regionen.

Det ursprungliga beslutet som gäller anläggningen är från 1976 men är nu ersatt av ett beslut från 1992. 1994 tillfördes anläggningen 255 311 ton avfall.

3.1.1 Läge och omgivning

Filborna avfallsupplag ligger nordost om Helsingborgs stad (se Fig. 1). Området begränsas på alla sidor av vägar; i öster av E6/ E4, i väster av Väla vägen (väg 1387), i söder av Hjortshögsvägen (väg 1380) och i norr av E4.

Området domineras av en flack höjdrygg i nordväst-sydostlig riktning med en högsta nivå på ca +48 m, ryggen höjer sig 4 - 6 m över omgivande terräng. Mot Kropp i nordost är terrängen relativt flack förutom Kropps by som ligger på en höjd på omkring +55 m.

Marken väster om området består av industri- mark, medan marken på alla andra sidor är uppodlad. I östra delen av deponiområdet finns skogsmark som idag betas av boskap.

3.1.2 Geologi

Berggrunden som lokalen ligger inom är av sedimentärt ursprung. I huvudsak utgörs berggrunden av Helsingborgsformationen som bildades under rät-lias (ca. 210-190 miljoner år sedan). Helsingborgslagen blir allt finkornigare uppåt i lagerse- rien och uppvisar en "cyklisk" växellagring, där varje cykel inleds med sand- eller mostenar och slutar med leror, kolskiffrar eller kol. Eftersom sandigare och moigare partier växellagrar såväl i horisontal- som vertikal riktning med tunna bäddar av silt eller lera är det svårt att ge bergarterna riktiga och träffande beteckningar (Adrielsson *et al.* 1981).

Sedimenten inom rät och undre delarna av lias- avlagringarna är påfallande rika på järn. Såväl lerjärnsten som oregelbunden fördelning av järn- föreningar är vanliga. Lerjärnsten är en hård, tät och tung bergart som består av lerpartiklar som är sammankittade av järnkarbonat (siderit, $FeCO_3$) och lerstenen uppträder som pärlband av körtlar

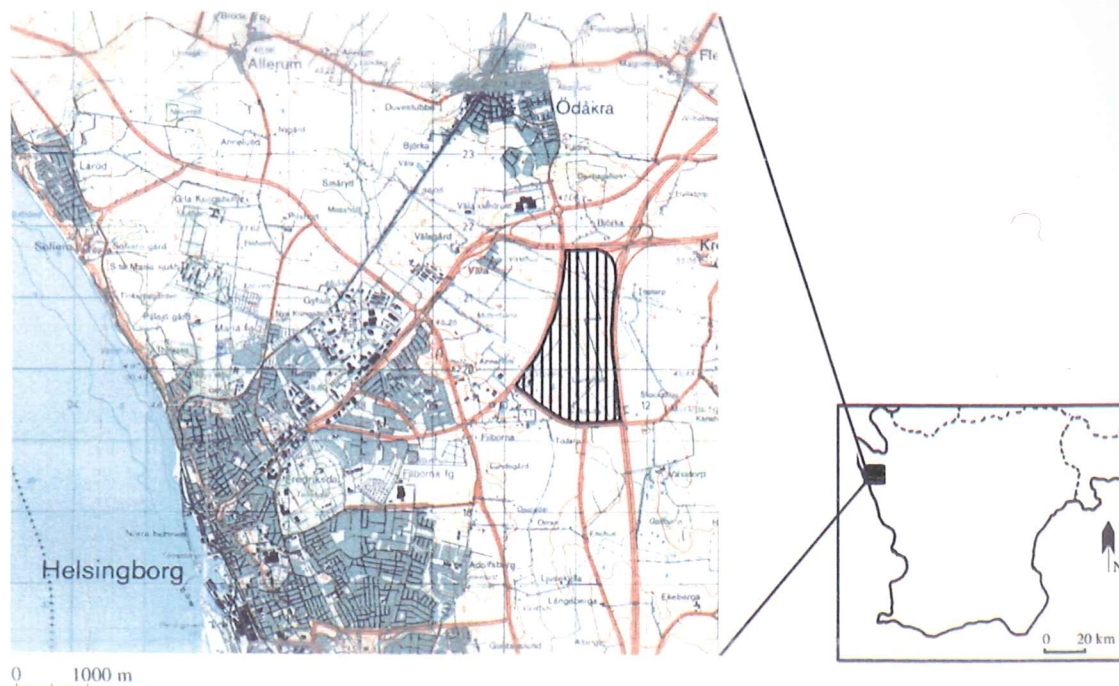


Fig. 1. Översiktskarta förminskad av den topografiska kartan med Filborna avfallsupplag markerat. I den infällda figuren syns vilken del av Skåne som delen ur den topografiska kartan visar (efter Eken 1987).

eller linser. Järnrikedomen gör att de i vanliga fall ljusa bergarterna ofta blir gula till rostbruna vid kontakt med luftens eller vattnets syre då järnet oxideras. Helsingborgslagren är i de undre delarna mycket järnrika men järnhalten avtar uppåt samtidigt som kalkhalten ökar. (Adriellsson *et al.* 1981). Helsingborgsformationen har även höga halter kvicksilver. Henriques (1974) har utfört en kartläggning av kvicksilverfördelningen i Sveriges berggrund. Denna visade att två prover från rätlias lagren innehöll 3.5 respektive 3.8 ppb kvicksilver medan grå gnejs hade ett medelvärde på 1.1 ppb (52 prover) och röd gnejs ett medelvärde på 1.5 ppb (53 prover). Enligt Ahlberg (1994) är tungmetallinnehållet lågt i rät-liaslager i NV Skåne och domineras av stabila mineral som zirkon, rutil och ilmenit. Däremot kan kol agera som jonbyttmedium, varvid metaller som finns i lösning inkorporeras i kolet som metallkarboxyler (Lafferty och Hobday 1990). De höga kvicksilverhalter som Henriques (1974) fann i Helsingborgsformationen kan bero på att det finns en hel del kol i denna formation och kvicksilvret, som härrör från antropogen verksamhet, kan tränga in i formationen och inkorporeras i kolet som kvicksilverkarboxyl.

Kalkcementerat av sandsten och lerskiffer blir vanligare uppåt, men det är inte ovanligt att sand- och mostenar är så obetydligt cementerade att de kan grävas med spade. Att berggrunden är så lös kan även bero på vittring. Denna har i vissa fall

påverkat de översta metrarna av den sedimentära berggrunden att den är svår att skilja från morän eller sedimentära kvartära leror. Berggrunden i området är tektoniserad med förkastningar som huvudsakligen stryker i ostsydost-västnordvästlig riktning. Förkastningar förekommer även vinkelrätt mot denna riktning (Adriellsson *et al.* 1981).

Inom närområdet till Filborna avfallsupplag följer jordtäcket morfologi i stort berggrundsytan. Ibland är dock morfologiska särdrag helt av kvartärt ursprung. De största jordmäktigheterna inom området finns vanligen i markerade backar eller höjdstråk (Adriellsson *et al.* 1981). Morän är den jordart som dominerar kartbilden och utgör ibland den enda jordlagerenheten från markytan till berggrundsöverytan. Komplexa lagerföljder med t. ex. dubbla moräner, mellanlagrade av sand och grus har påträffats även om moränen oftast ligger direkt på berggrunden. I närområdet till Filborna avfallsupplag är det lerstensmorän - rät-liasberggrundsmorän - som dominerar, men övergångsformer mellan lerstens- och sandstensmorän är vanliga inom detta område. Rät-liasberggrundsmoränen består till huvudsak av lokalt bergartsmaterial och är ljusgrå till brun i färgen och innehåller vanligen mycket låga halter av grus och grovsand (Adriellsson *et al.* 1981).

Ett stråk av intermoräna isälvsediment (sand, grus och sten) förekommer mellan Brohult och Björka norr och nordväst om området. Inlandsisen

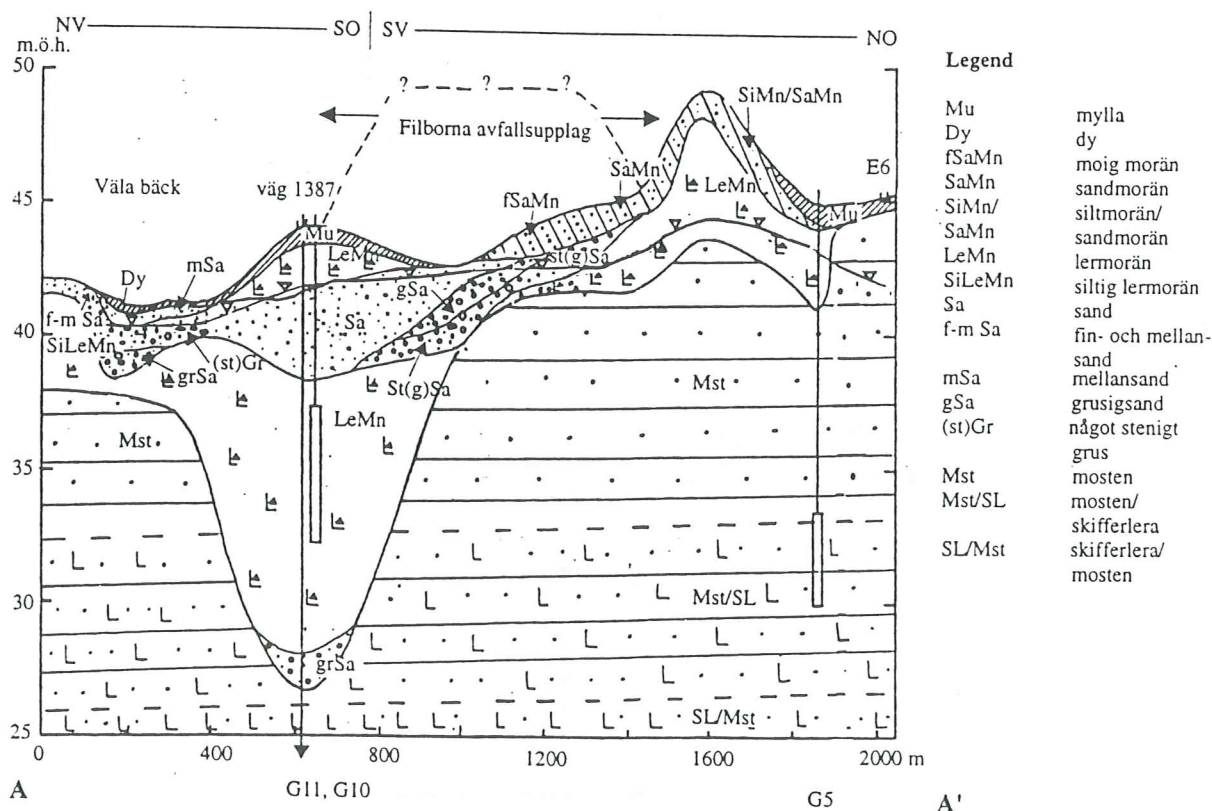


Fig. 2a. Geologisk profil (A-A') genom Filbornaområdet. Läget av grundvattenrören G2, G4, G7-G11 är markerat i figuren. Planläget framgår av Fig. 3 (efter Dittrich och Ihling 1994). Notera den komplexa geologin och att grundvattenrören befinner sig i olika lagerenheter.

har överskridit denna svagt ryggformade avlagring från syd - sydsydost och avsatt morän på vissa delar av den ursprungliga ryggen och eroderat andra delar. Detta gör det svårt att rekonstruera den ursprungliga utbredningen och formen (Adrielson *et al.* 1981).

Jordarterna inom utbredningsområdet för avfallssupplaget (Fig. 2a, b och 3) består till huvudsak av moränlera (15% ler) och lerig morän (5-15% ler). Det är allmänt förekommande med svallad morän som då har lägre lerhalt i den översta metern. Sand i form av svallsediment finns inom områden under högsta kustlinjen, vilken här ligger på 56-57 m.ö.h., således i områdets nordligaste del i en flack sänka i nordväst-sydostlig riktning förbi Brohult. Utmed Väla bäck förekommer svämsediment

(sand) som normalt inte överstiger 0.5 m mäktighet. Svall- och svämsedimenten kan ligga direkt på berggrunden eller överlagra moränen. Totalmäktigheterna på jordlagren varierar normalt mellan 1 - 6 m. Dock förekommer kvartära lagermäktigheter på runt 20 m (Adrielson *et al.* 1981).

3.1.3 Ytvatten

Filborna avfallssupplag är lokaliserat över två dräneringsområden vars vattendelare framgår av Fig. 4. Södra delen är belägen i ett lågområde som dräneras av Väla bäck i nordvästlig riktning. Välabäckens ursprungliga fåra ligger nu under det

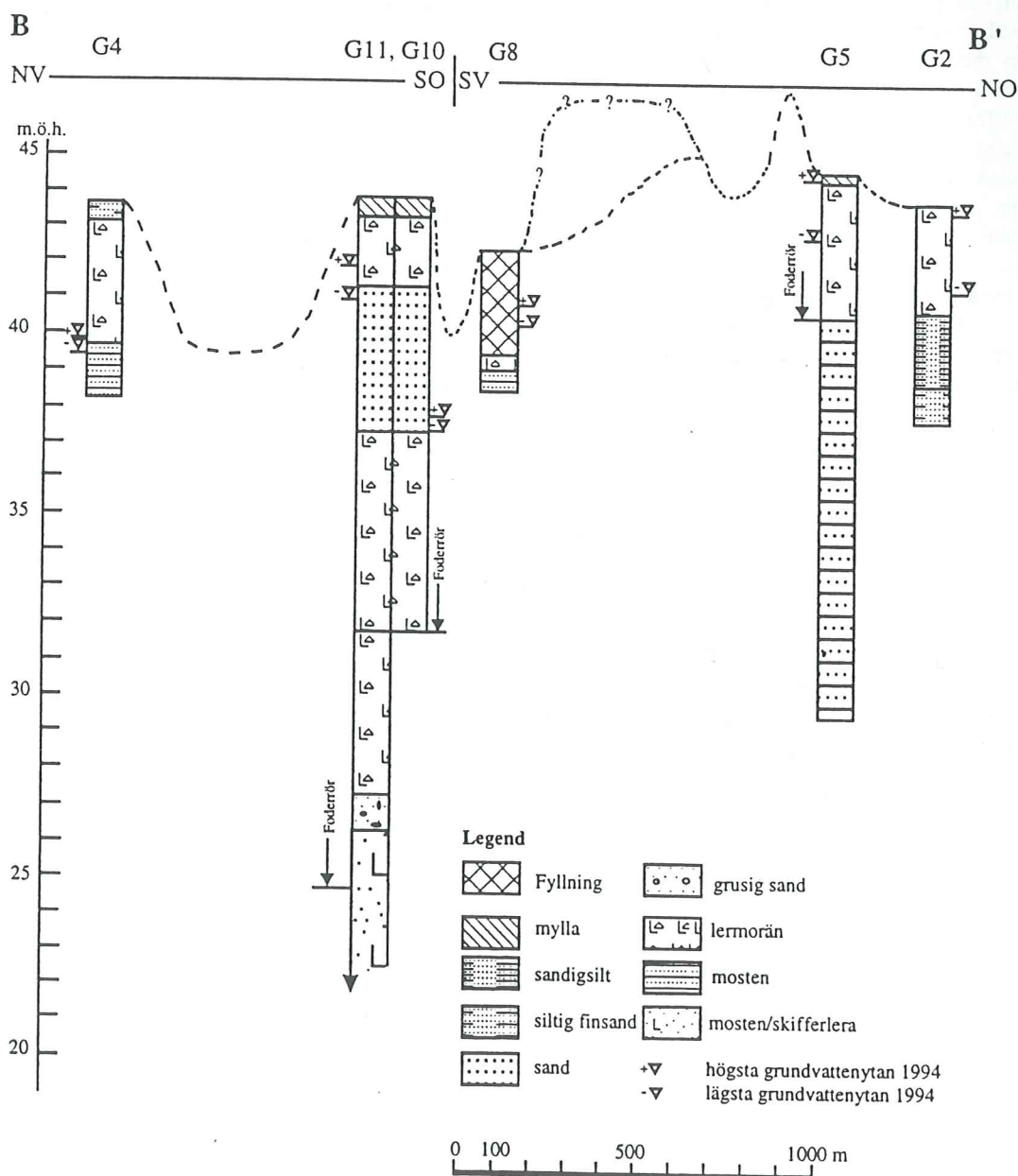


Fig. 2b. Geologisk profil (B-B') genom Filbornaområdet. Läget av grundvattenrören G2, G4, G8, G10 och G11 är markerat i figuren. Planläget framgår av Fig. 3 (efter Dittrich och Ihling 1994). Notera den komplexa geologin och att grundvattenrören befinner sig i olika lagerenheter.

befintliga avfallsupplaget och har ersatts av en kulverterad lakvattenledning. Välabäckens nuvarande lopp går istället runt avfallsupplagets nordöstra, norra och nordvästra kant (se Fig. 4).

Norra delen av avfallsområdet avvattnas via Tos-tarpsbäcken i nordlig riktning. Båda bäckarna faller ut i Vege å, vilken har sitt utlopp i Skälderviken via Hasslarpsån.

3.1.4 Grundvatten

Den sedimentära berggrunden är den största vattenförande formationen, vilken bildar sprick- och/eller porakviferer. Det finns flera olika, i huvudsak slutna, grundvattenmagasin av varierande storlek inom området, vilket beror på att berggrunden består av genomsläppliga sand- och mottenslager, åtskilda av mer eller mindre täta leriga bergarter. Tektoniseringen påverkar också grundvattenmagasinen genom att förkastningar kan begränsa eller förena magasinerna i sidled. Tryckytan

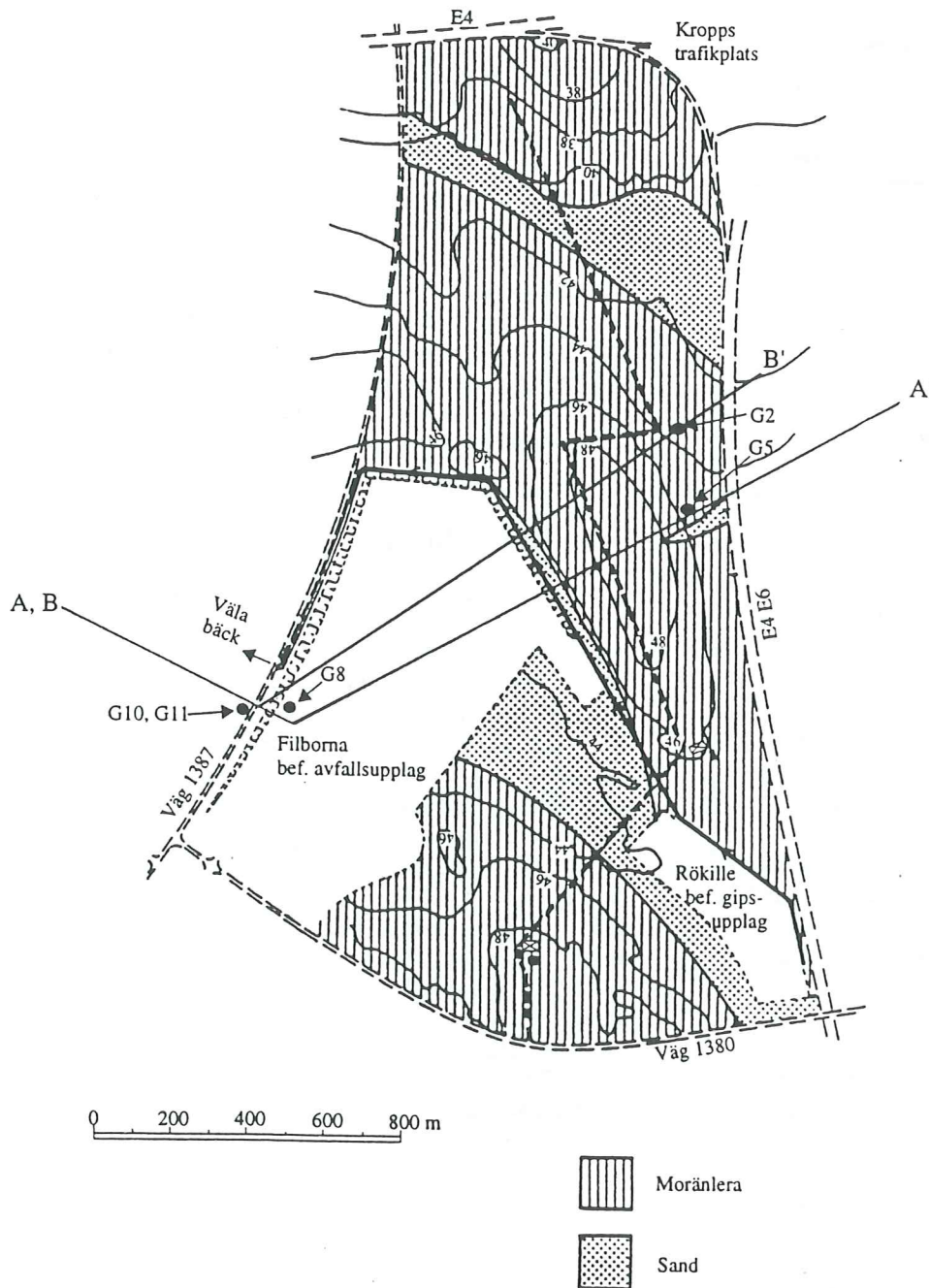
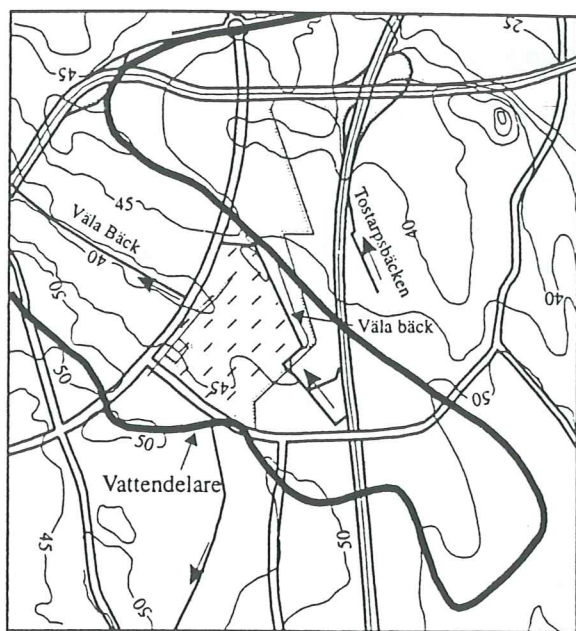


Fig. 3. Förenklad jordartskarta över Filborna området med profilen A-A' i Fig. 2a och profilen B-B' i Fig. 2b inlagd. Vissa grundvattennivåer är inlagda för att underlätta jämförelse med profilerna i Fig. 2a och b. Höjden NO om upplaget syns väl på kartan. Denna höjd fungerar som vattendelare både för grundvattnet och ytvattnet (efter Eken 1987 och Dittrich och Ihling 1994).



0 500 1000 m

▨ Aktivt upplag på Filborna avfallsupplag

Fig. 4. Ytvattendelarens läge över Filborna området. Läget för grundvattendelaren sammanfaller i stort med ytvattendelaren. Området söder vattendelaren igenom avfallsupplagsområdet avvattnas av Väla bäck. Området norr vattendelaren avvattnas mot norr via Tostarpsbäcken (efter Meijer 1985).

i dessa magasin ligger vanligen högre än magasinets övre begränsningsyta, en s.k. pietzometrisk tryckyta. Grundvattenflödet är i den sedimentära berggrunden riktat dels mot Väla bäck i nordväst, dels mot Tostarpsbäcken i nordost. Grundvattenbildningen för dessa akviferer sker till största delen via kvartärsand som överlagrar berggrunden eller direkt i berggrunden inom området. På grund av moränlerans låga permeabilitet är grundvattenbildningen över dessa områden liten. Grundvattenmagasinen i berggrunden har hydrauliskt samband med jordlagren och dess grundvatten.

Grundvattnet i de kvartära jordlagren bildar små, begränsade grundvattenmagasin. Grundvattenytan för dessa ligger ställvis på ringa djup under markytan, t.ex. i sydöstra delen av avfallsområdet. I andra delar ligger grundvattenytan på större djup, upp till 4-5 m under markytan. Grundvattenytan följer i stort topografien i området, varför grundvattendelaren i stort kommer att sammanfalla med tidigare beskrivna ytvattendelare. Således är grundvattenflödet i den södra delen av avfallsområdet riktat från sydost mot nordväst in mot och ut ur det befintliga avfallsupplaget. I norra delen och på andra sidan ytvatten/grundvattendelaren är

grundvattnets flödesriktning i stort mot nordost. I den mån grundvatten förekommer i moränen har det låg flödes hastighet.

3.1.5 Lakvattenbehandling

Det avfall som tillförs Filborna är av sådant slag att det krävs insamling och behandlingssystem för bildat lakvatten. Det befintliga insamlingssystemet byggdes till stora delar under 1970-talet. De upplagsområden som togs i anspråk före byggandet av lakvattensystemet har främst ett system av avskärande ledningar för insamling av lakvatten runt deponeringsområdet. Endast en mindre del av upplaget har detaljdränering. En avskärande djupdränering längs upplagets västra sida har varit i funktion sedan hösten 1990. En ombyggnad av lakvattensystemet påbörjades under 1993. Lakvattnet skall behandlas lokalt vid anläggningen och inte längre föras till det kommunala avloppsreningsverket i Helsingborg. Systemet är ett s.k. mark-växsystem, där lakvattnet förbrukas vid bevattning av olika typer av vegetation. Spridning av lakvatten skall ske under vegetationsperioden, under övrig del av året skall lakvattnet lagras i utjämningsmagasin. Målsättningen är att lakvattnet (250 000 - 300 000 m²/år skall behandlas lokalt inom området.

3.2 Rönneholm

Avfallsupplaget anlades 1940 av f.d. Bosarps kommun. 1967 övertog Eslövs kommun driften. Eslövs kommun har sedan slutet av 1966 deponerat hushållsavfall, diverse industriavfall samt slam på Rönneholms mosse. Gällande tillstånd är från 1982 och ger tillstånd för deponering av 30 000 ton kontors-, affärs-, industri- och byggnadsavfall samt schakt- och rivningsavfall per år. Vid driftstopp vid komposteringsanläggningen i Landskrona får 4 000 kubikmeter hushållsavfall per år deponeras vid Rönneholms avfallsanläggning. 1991 lämnades tillstånd för deponering av vått avfall i bioceller. Denna deponering får pågå till 1 juli 1997. Vått avfall tas emot från hela mellanskånerregionen och placeras i bioceller. Under 1994 tillfördes deponin 14 166 ton avfall. Biocellen tillfördes 7 643 ton vått hushållsavfall samt vid driftstopp i Landskrona tillfördes anläggningen 1 734 ton torrt hushållsavfall.

3.2.1 Läge och omgivning

Avfallsupplaget är beläget ca. 10 km nordöst om Eslöv och ca. 8 km väster om Höör (se Fig. 5). Avfallsupplaget omges i öster av ett torvtäktsområde i Rönneholms mosse, och i väster, på samma

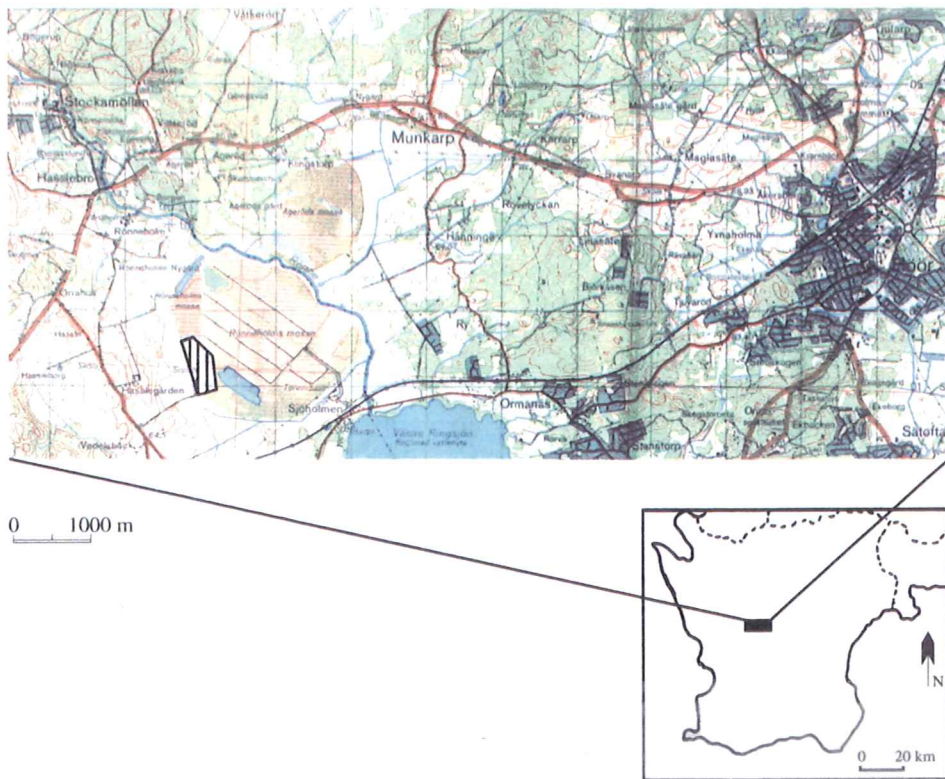


Fig. 5. Översiktskarta förminskad av den topografiska kartan med Rönneholms avfallsupplag markerat. I den infällda figuren syns vilken del av Skåne som delen ur den topografiska kartan visar (efter Eken 1987).

låga nivå som mossen, av åker och ängsmark. Mot söder höjer sig landskapet och vägen Stehag-Hasselbro ligger ca. 20 - 25 m högre än upplaget. Närmaste bostadshus ligger ca. 700 m från upplaget.

3.2.2 Geologi

Avfallsupplaget ligger i stort över den geologiska strukturen som går under benämningen Ringsjöförkastningen. Sydväst Ringsjöförkastningen består berggrunden sedimentära bergarter, lerskiffer och mosten där lerskiffern antas nå en mäktighet av minst 1 000 m. Nordost förkastningen består berggrunden av Höörsandsten och gnejser. Den äldsta berggrunden består huvudsakligen av ljusgrå gnejser av sydvästsvensk typ som efter sin bildning har varit utsatt för förkastningsrörelser och vittring som ställvis lett till omfattande sprickighet och brecciering (uppkrossning) (Bergström 1984).

Ringsjöförkastningen utgör i stort även gräns mellan områden med olika sammansättning på de lösa avlagringarna, främst moränerna. Inom sedimentområdet sydväst förkastningen dominerar sedimentbergarter i den finkorniga moränen. Blockfattig, lerig sandig-siltig morän och morängrovlora dominerar, där lerhalten i moränen är en följd av den lokala lerskiffern. Moränen från området närmast förkastningen innehåller material från båda zonerna och har därmed blivit grovkornigare. Moränen är i allmänhet inte mer än 5 - 10

m mäktig inom området för avfallsupplaget. Enligt analyser utförda av SGU är moränen kalkfattig i de övre metrarna. Detta beror troligen på urlakning då kalkhalten ökar neråt i lagerföljderna (Ringberg 1984).

Rönneholms mosse har bildats vid en uppgrundning av den tidigare större Ringsjön. Mossen är av högmossotyp, d.v.s. det vatten som tillförs de centrala delarna av mossen kommer enbart från nederbörden. Mossen har dock förlorat sin mossekaraktär p.g.a. pågående torvbrytning (Ringberg 1984). Torven är av vitmossotyp i de centrala delarna och övergår till kärrtorv i de mer näringsrika delarna mot laggkärret där vatten även tillförs från omgivande mark (Augustsson och Kinnerberg 1978). Figur 6 och 7 visar lagerföljder längs två borrprofiler enligt Augustsson och Kinnerberg (1978) i anslutning till avfallsupplaget (Fig. 8). Två till fem meter torv överlagras ett 0.5-12 m tjockt kalkgyttje skikt. I området för själva avfallsupplaget är torvmäktigheten mestadels omkring 3-4 m, men kan också saknas helt. Det senare gäller även för den generellt underlagrande kalkgyttjan. Detta innebär att avfallet ställvis deponerats direkt på underliggande mineraljord (Augustsson och Kinnerberg 1978).

Mossen underlagras av mäktiga issjösediment som domineras av sand och finsand-silt. Lerskikt förekommer rikligt och i vissa punkter homogen lera med varierande mäktighet; K-Konsult fann exempelvis lera med en mäktighet på 6 m vid provtagningspunkt 113 i Fig. 8. Issjösedimenten

Profil 1

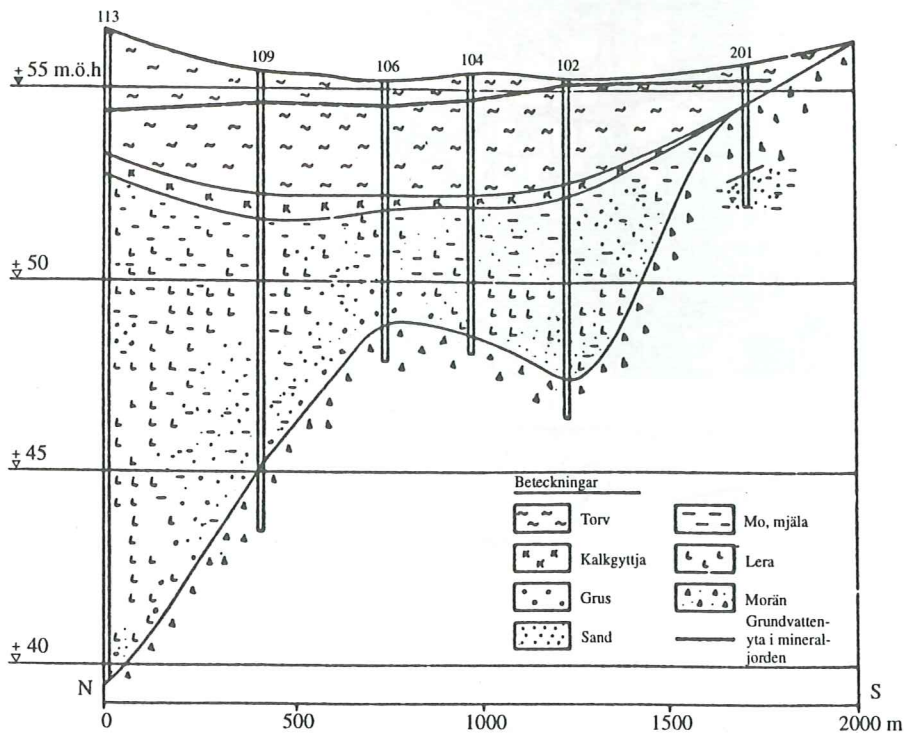


Fig. 6. Borrprofil genom Rönneholms mosse strax öster om upplaget i nord-sydlig riktning. Planläget för profilen framgår av Fig. 8 (Profil 1; efter Augustsson och Kinnerberg 1978).

underlagras av morän med inslag av urberg och sedimentbergarter i de grövre fraktionerna. Under ett övre moränlager påträffades även bäddar av sand och finsand-silt, således en undre enhet av sorterade sediment (Augustsson och Kinnerberg 1978).

3.2.3 Ytvatten

I västra kanten av upplaget går ett dike som mynnar norrut i Rönneå ca 4 km nedströms V Ringsjön. I öster finns ett avskärande dike mellan upplaget och angränsande torvmark. Ytavrinningen från mosseområdet bedöms av Augustsson och Kinnerberg (1978) ske ytligt i torvens översta skikt till närmast omgivande dräneringsdiken.

3.2.4 Grundvatten

Augustsson och Kinnerberg (1978) fann vid undersökningen att grundvattenytan i torven på Rönneholms mosse ligger högre än grundvattenytan i underliggande mineraljord. Detta tyder på att de övre organogena avlagringarna respektive underliggande mineraljord bildar två akviferer, vilka mellanlagras av ett mindre vattengenomsläppligt lager (en akviklud/akvitard; troligen kalkgyttjan). En annan förklaring som lämnas av Augustsson och Kinnerberg (1978) för utbildandet av två akviferer är att torvens hydrauliska egenskaper i för-

Profil 2

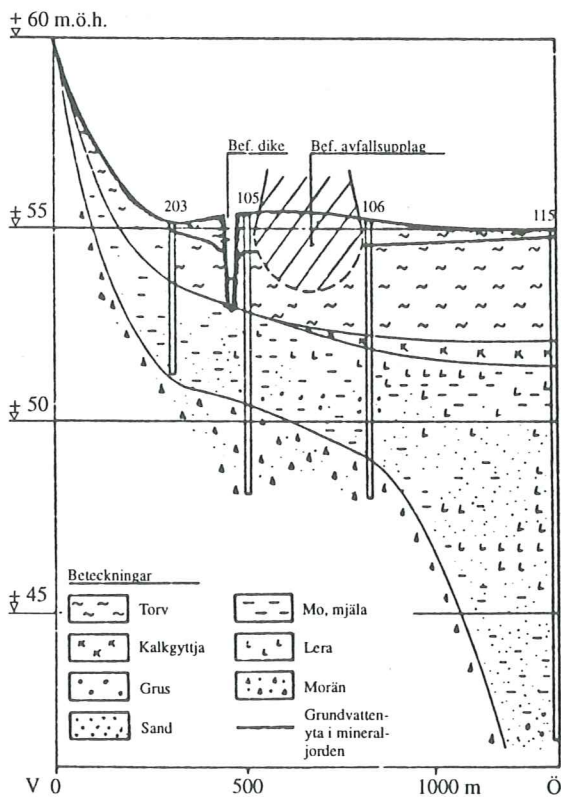


Fig. 7. Borrprofil genom Rönneholms mosse i väst-östlig riktning. Planläget för profilen framgår av Fig. 8 (Profil 2; efter Augustsson och Kinnerberg 1978).

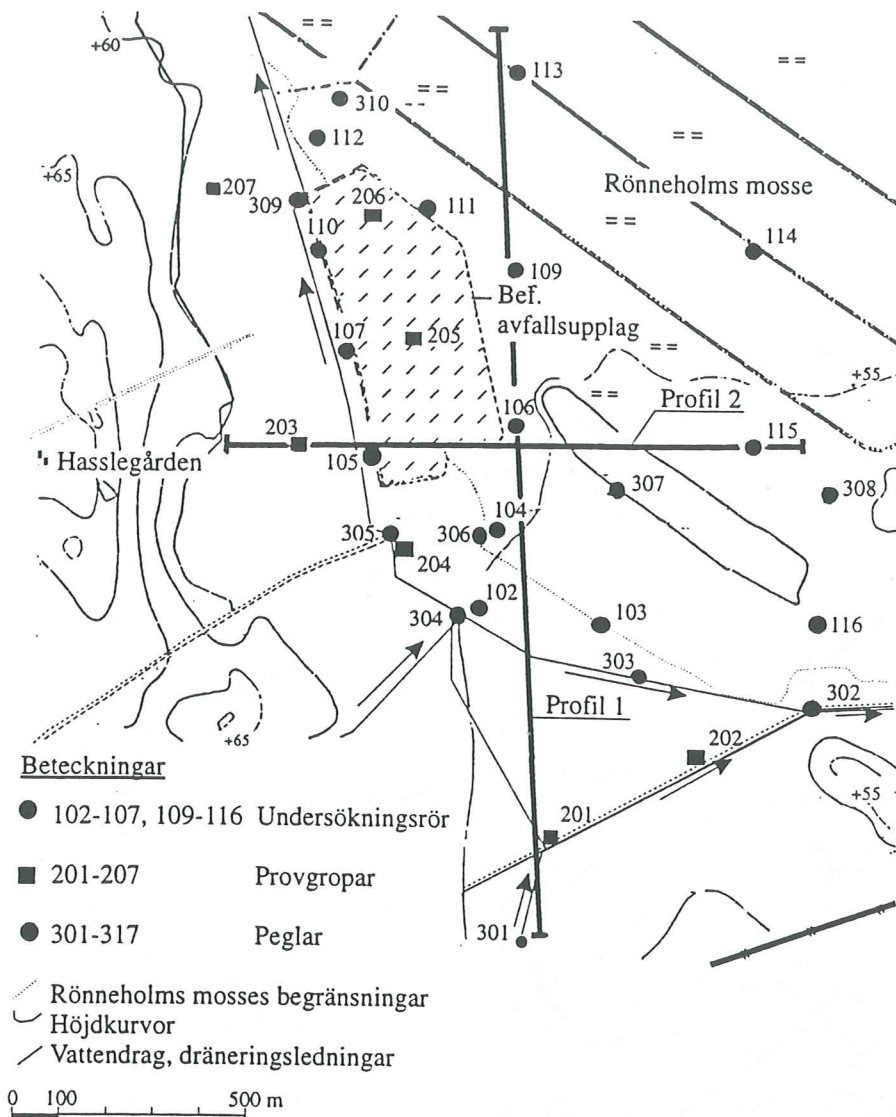


Fig. 8. Läget av borrprofilerna i Fig. 6 och Fig. 7. De provpunkter som är inlagda ingick i K-Konsults undersökning från 1978 (efter Augustsson och Kinnerberg 1978).

hållande till mineraljorden är sådana att två grundvattenmagasin bildas. Genom detta förhållande föreligger möjlighet för läckage från det övre magasinet ned till det lägre. I mossens randområden föreligger det motsatta förhållandet; tryckytan för det undre mineraljordmagasinet ligger högre än grundvattenytan i torven, varför förutsättningar finns för läckage av vatten från underliggande magasin till det övre.

Med utgångspunkt från den undersökning Augustsson och Kinnerberg (1978) utförde 1978 har grundvattnets flödesmönster i mineraljorden illustrerats i Fig. 9. Av figuren framgår att väster om upplaget sker grundvattenflödet från moränhöjden vid Hasslegården mot diket som löper längs upplagets västra kant. Inom det område som upptas av upplaget har grundvattnet i mineraljorden en flödesriktning som i stort är nordvästlig till västlig. Det dike som löper längs upplaget västra kant är alltså även dränerande för det grundvatten som rinner fram under upplaget. Öster om upplaget,

d.v.s. i mossens centrala delar, har grundvattenflödet en nordlig-nordostlig riktning ut mot Rönneå samt det dike som rinner längs mossens södra och östra del. Vid undersökningstillfället låg grundvattendelaren mellan det område som dräneras mot väster och det område som dräneras mot norr och öster, öster om avfallsupplaget.

Förekomst och storlek av grundvattenflödet i torven kunde inte fastställas vid denna undersökning. De diken som har gjorts i torven har emellertid en begränsad dränerande effekt i torven.

3.2.5 Lakvattenbehandling

Bildat lakvatten samlas upp i de inre dikena och avleds till en lakvattendamm (Fig. 11a). Under vegetationsperioden används lakvattnet till bevattning av vegetation på upplaget. Under övrig tid lagras lakvattnet i dammen. Meningen är att det inte skall ske något utsläpp till Rönne å överhu-

vuftaget. Det får under perioden 15 april till 15 oktober inte ske något utsläpp till Rönne å, medan det under resten av året får ske ett begränsat utsläpp.

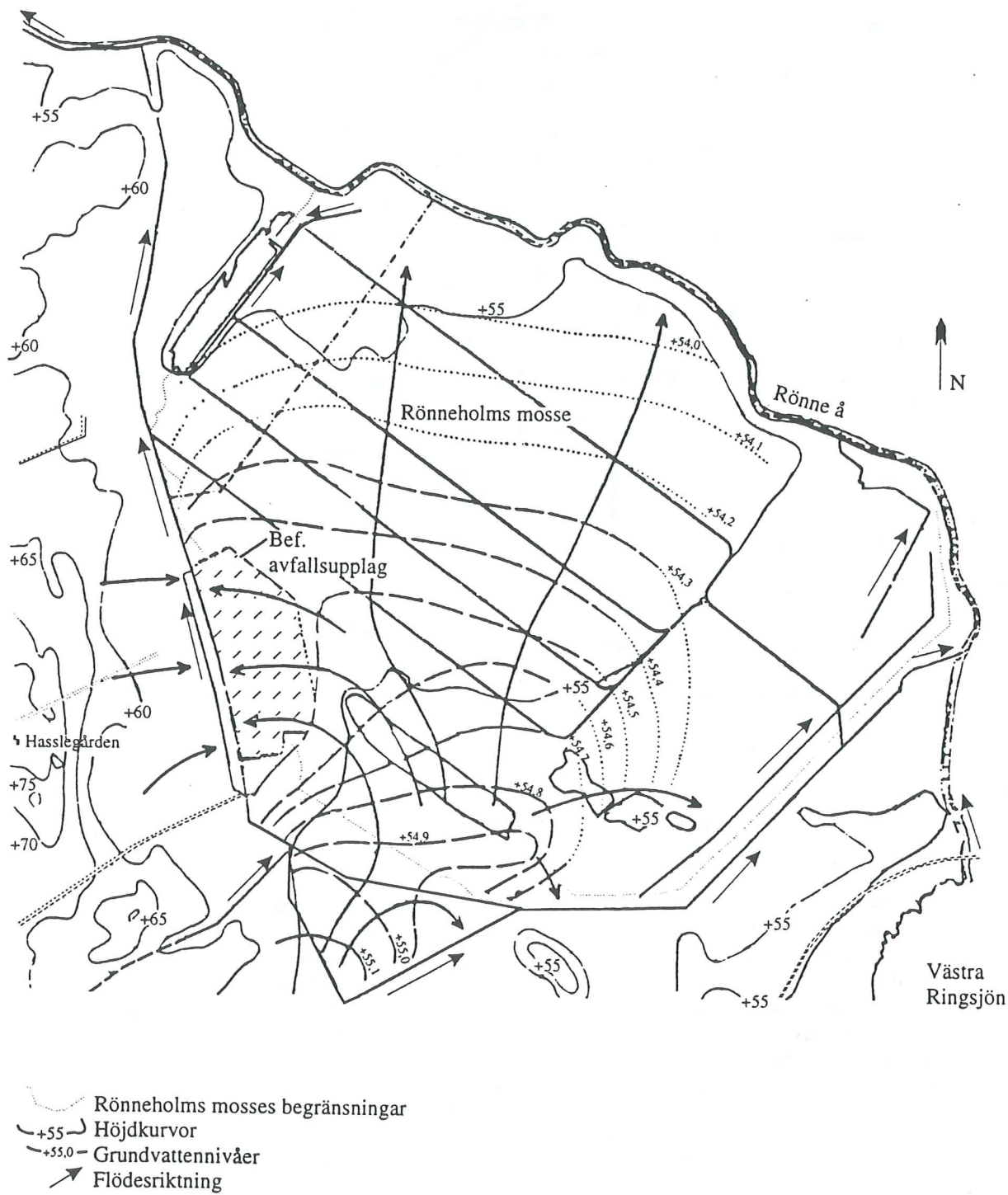


Fig. 9. Grundvattennivåkarta över området kring Rönneholms avfallsupplag. Notera att en vattendelare finns strax SO upplaget (efter Augustsson och Kinnerberg 1978).

4 Resultat och tolkning

4.1 Filborna

Provtagning sker i grundvatten, ytvatten och lakvatten enligt ett av länsstyrelsen fastställt kontrollprogram där prover tas som stickprover. Figur 10 visar provpunkternas placering på och runt upplaget. Lakvattenprov tas vid två mätstationer - L1 och L2 - där L1 är en provpunkt som provtar lakvatten som härrör från blandat avfall medan lakvattnet som provtas i L2 härrör från askupplaget. Väla bäck provtas uppströms (Y1) och nedströms (Y2 och Y3) avfallsupplaget. Provtagning av grundvattnet sker i grundvattenrör. Kontrollprogrammet omfattar provtagning i tio grundvattenrör men till detta arbete fanns data från åtta stycken att tillgå (varav endast nivåmätningar från ett av dessa). Under åren har olika provpunkter tillkommit vilket gör att mätserierna spänner över olika tidsserier. Bilaga 2.1 visar dels provschemat för Filborna avfallsupplag, dels från vilket år mätserier skall finnas.

Vid provtagning mäts temperatur, konduktivitet och pH en gång per månad i grundvattenrören, lakvattenstationerna och av ytvattnet. Till detta kommer utökade program två gånger per år för grundvattnet och ytvattnet (i april och augusti) samt fyra gånger per år för lakvattnet (april, maj, augusti och november). Lakvattnet har dessutom ett än utökat program vid augustiprovtagningen. Dessa provtillfällen stämmer väl överens med de rekommendationer som finns om att provtagning av grundvatten skall ske vid hög- och lågvattenstånd samt att provtagning av lakvatten skall ske vid vårflöde, i början och slutet av sommarens torrperiod och vid höstens högvatten. Provtagningsschemat för Filborna avfallsupplag redovisas i bilaga 2.1.

4.1.1 Lakvattenmängder

Data över avrinningen från Filborna avfallsupplag under åren 1991 till 1994 redovisas dels i bilaga 2.8, dels i diagramform. Diagram 1, visande lakvattenavrinningen från Filborna området åren 1991 till 1994 plottad mot nederbörden, indikerar att lakvattenavrinningen minskat under denna period. Diagrammet visar också att den huvudsakliga avrinningen av lakvatten sker under vinterhalvåret, vilket stämmer med det klimatområde som upplaget ligger inom. Diagram 2 visar nederbörden framskjuten tre månader för att visa att det kan finnas ett samband mellan nederbörd och avrunnet lakvatten. Vid statistiska beräkningar av kovarians visades också att en förskjuten nederbörd samvarierar tydligt mot avrinningen av lakvatten (150.28

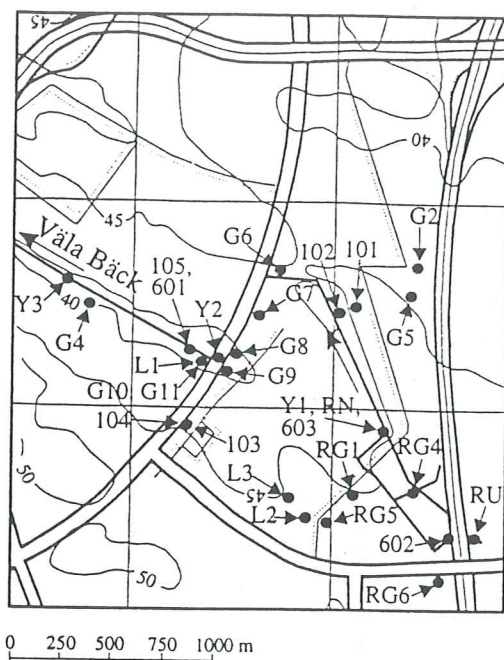


Fig. 10. De i kontrollprogrammet för Filborna avfallsupplag ingående provpunkter (Y1-Y3; G2, G4, G5-G11; L1-L3) och Rökilles provpunkter (RU och RN; RG1, RG4-RG6) samt de punkter som provtagits av SGU för geokemiska markanalyser (101-105) och bäckvattenanalyser (601-603) (efter Meijer 1985).

mot -32.93 vid icke förskjuten nederbörd), vilket innebär att lakvattenbildningen är förskjuten mellan 2 och 4 månader.

Lakvattenbildningen beräknas generellt uppgå till ca. 40% av nederbörden. Mätvärdena från Filborna visar emellertid att avrinningen utgör en mycket högre andel av nederbörden även räknat på framskjuten nederbörd (ca. 70%).

4.1.2 Lakvattnets karaktär

Analysresultaten från mätstationerna L1 och L2 (Fig. 10) finns redovisade i bilaga 2.2. Vid L1 provtas ett lakvatten som härrör från blandat avfall medan lakvattnet vid L2 enbart härrör från askcellen. Lakvattnet vid provpunkt L1 uppvisar mycket högre halter kväve (som till största delen förekommer som ammoniumkväve, vilket är normalt vid anaeroba förhållanden) än vid punkten L2. Detta är att förvänta, då lakvattnet som provtas vid L1 även härrör från hushållsavfall som innehåller mycket kväve. Konduktiviteten ökar både i L1 och i L2, men halterna i L1 ligger över halterna i L2, även om halterna i L2 närmar sig halterna i L1 allt mer. Även av de övriga uppmätta parametrarna som BOD, nitratkväve och totalfosfor, uppvisar L1 högre värden. Medelvärdet av konduktiviteten i L1 (354 mS/m) överstiger något det värde som Kulan-

der (1990) angett som medelvärde för lakvatten i den klimatzon som Filborna ligger inom (341 mS/m), medan medelvärdet för L2 ligger under (185 mS/m). Kulander (1990) menar att koncentrationen av lösta salter (konduktiviteten) skall minska med tiden. Vid Filborna sker emellertid en ökning under perioden 1980 till 1994, framför allt är detta märkbart vid provpunkt L2 där det sker en markant ökning under 90-talet.

4.1.3 Provtagningsresultat från observationsrör G2 till G11

Analysresultaten redovisas dels i bilagorna 2.3 och 2.5, dels i diagramform (Diagram 3 och 4). G2 är beläget på östra sidan om den grundvattendelare som skär upplaget (Fig. 2a, 3 och 10). I G2 provtas grundvattnet i mostenen (Fig. 2b). G4 ligger nedströms upplaget något söder om Väla bäck (Fig. 10) och provtar grundvattnet i mostenen (Fig. 2b och 3). G7 - G9 ligger nedströms upplaget i fåran för Väla bäck (Fig. 10). Alla tre är ytligt belägna och provtar grundvattnet i det översta lagret som här utgörs av fyllnadsmassor (för G8 se Fig. 2b). G10 och G11 är placerade utmed Vålavägen nedströms upplaget (Fig. 10). Båda skall provta djupare grundvattenmagasin. G10 står i den övre akviferen av de djupare magasinen, d.v.s. grundvattnet i lermoränen (Fig. 2b), medan G11 provtar grundvattnet från underliggande mosten/skifferlera (Fig. 2b). Från grundvattenrören G7 till G11 (Fig. 10) finns endast dataserier med temperatur, konduktivitet och pH som är långa nog för att analyseras i detta arbete. Värdena från G2 tjänar som bakgrundsvärden då det skall vara ett opåverkat grundvatten som provtas i detta rör. Det måste dock påpekas att eftersom G2 ligger på östra sidan om grundvattendelaren (se Fig. 4) har grundvattnet som provtas i G2 en motsatt strömriktning mot det grundvatten som provtas i de övriga grundvattenrören. Trots det kan halterna i G2 tjäna som värden på vilka halter ett opåverkat grundvatten kan ha inom området. Normalvärdet på konduktiviteten för ett skänkt, opåverkat vatten, ligger mellan 400 till 1 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ enligt Aastrup *et al.* (1995). I G2 ligger medelvärdet runt 540 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Konduktiviteten i grundvattenrör G2 ligger konstant på en låg nivå. I G4 stiger däremot halterna linjärt med tiden, vilket visas i diagram 3 där konduktiviteten i G4 plottats mot konduktiviteten i det lakvatten som provtas vid L1. Diagram 4 är utformat så att fyra räta linjer är inlagda. Dessa linjer motsvarar medelvärdet av konduktiviteten (x) för G2 samt medelvärdet plus en, två respektive tre standardavvikelse (s). Om värden från G2 kan anses som referensnivå skulle fem efter varandra följande observationer över linjen ($x+s$) innebära att ett långsamt läckage föreligger. Över linjen ($x+2s$) skulle två på varandra följande observatio-

ner indikera läckage och en observation över linjen ($x+3s$) skulle indikera ett stort läckage. I detta fallet ligger värdena i alla grundvattenrör utom G10 över linjen ($x+s$), vilket betyder att alla grundvattenrör, utom G10, uppvisar en påverkan av lakvatten.

Från G4 finns en lång mätserie temperaturmätningar. Under 80-talet följer denna temperaturen i G2 mycket väl. Under 90-talet uppvisar emellertid temperaturen i G4 inte så stora variationer som i G2, speciellt gäller detta vinterhalvåret då temperaturen i G4 ligger ett par grader över temperaturen i G2. G11 uppvisar inte samma kraftiga säsongsvariation som G2 och under 90-talet följer temperaturkurvan från G11 kurvan från G4. Förutom en topp i april 1994 ligger temperaturen runt 10 °C. G10 uppvisar en mycket jämn temperaturkurva med en temperatur strax över 10 °C. Temperaturen på vattnet i G7 indikerar en påverkan av varmare lakvatten, medan G8 inte uppvisar någon påverkan, G9 har för få data för att göra någon egentlig analys över temperaturen.

Mätningar på pH visar mycket liten spridning. Max./min.värdena är 6.9-8.0.

Diagram 5 visar totalkvävet i G2 och G4. Detta visar på en tydligt ökande kvävehalt i G4, jämfört med det över tiden mer stabila förhållandet i G2, vilket indikerar en lakvattenpåverkan av grundvattnet i G4. Fosforhalterna i G2 och G4 är låga och ligger på en enhetlig nivå. För övriga grundvattenrör saknas tillräckliga data för analys av kväve och för fosfor.

Data från Rökille gipsupplag (Fig. 3) visar att konduktiviteten i grundvattenrören på Rökille ligger på nivåer som motsvarar Filbornas bakgrundsvärden (G2), även fosfor ligger på samma nivå eller under fosforhalterna i G2.

4.1.4 Metallundersökningar

Analysresultaten av metallundersökningarna framgår av bilagorna 2.2 till 2.6. G2 uppvisar höga halter av järn (30.7 mg/l), närmare tre gånger högre än i G4 (10.8 mg/l). I normalt svenskt grundvatten är järnhalter runt 0-1 mg/l vanliga. Värdena för G2 och G4 ligger således mycket högt. I lakvattenprovpunkterna L1 och L2 ligger järnkonzentrationerna långt under de koncentrationer G2 uppvisar (medelvärde 8.3 respektive 1.0 mg/l). I ytvattnet ligger medelvärdet på 1.7 mg/l för Y1 och 2.0 mg/l för Y2. Mangankonzentrationerna är liknande för grundvattenrören G2 och G4, lakvattnet och ytvattnet. I alla provpunkter utom L1 ligger medelvärderna inom 0.53 - 0.64 mg/l, medan L1 har ett medelvärde på 0.99 mg/l. Övriga grundvattenrör saknar järn och mangandata.

4.1.5 Provtagningar i ytvattnet uppströms och nedströms upplaget

Analyserna från ytvattenprovtagningar presenteras i bilaga 2.4 och illustreras i Diagram 6. Konduktiviteten nedströms upplaget (provpunkterna Y2 och Y3) uppvisar en del toppar, men i övrigt ligger värdena i nivå med uppströmsvärdena (Y1). Även Rökilles uppströms och nedströmsvärden ligger på samma låga nivå. Vid en jämförelse med konduktiviteten i G2 finner man att konduktiviteten i ytvattnet uppströms och nedströms Filborna avfallsupplag ligger i paritet med värdet i G2. Konduktiviteten i G4 har även lagts in i diagrammet för att belysa stabiliteten i ytvattnets konduktivitet. Värdet på konduktiviteten ligger i alla ytvattenprovpunkter över det som i SNV Meddelande 1982:2 (1982) anges som vanligt i opåverkat ytvatten i Sverige; 100 - 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

pH var något förhöjt i nedströmspunkterna (Y2 och Y3) gentemot uppströmsvärdet (Y1), medan kvävehalterna ligger på i stort sett samma nivåer både uppströms och nedströms avfallsupplaget.

4.1.6 Vattenståndsmätningar

Vattenståndsmätningarna för grundvattenrören G2 - G11 (Fig. 10) finns redovisade i bilaga 2.7 och i diagram 7. Variationerna över mätperioden är små och den variation som finns är normalt säsongsbunden, d.v.s. de högre vattennivåerna uppträder under vinterhalvåret. Speciellt tydligt är detta i G2 och G5 som båda ligger på grundvattendelarens östra sida, nordöst om den aktiva delen av deponin (Fig. 2a, b och 3). Grundvattenrören G4, G10 och G11 samvarierar i nivåförändringar i en grupp, G7, G8 och G9 i en annan. Vattennivån i G10 ligger lägre än övriga och då detta rör är 12 meter djupt mäts grundvattennivån i moränleran vilket inte är fallet i de övriga grundvattenrören. G11 är 40 meter djupt och understiger alltså de andra grundvattenrören, trots det ligger vattennivåerna över vattennivåerna i G4, G8 och G9. Grundvattenrören G2 och G5 är mycket enhetliga i sina variationer med nivåer som ligger något över de övriga grundvattenrören.

4.1.7 Tolkning av resultat från Filborna avfallsupplag

Att det föreligger en långtidspåverkan i G4 är klart då koncentrationen av lösta salter (konduktivitet) ökar linjärt i detta grundvattenrör liksom koncentrationen av totalkväve. Mätseriernas korthet och få data gör att en säker utvärdering av grundvattenrören G7 till G11 inte går att göra vad gäller de flesta provtagna parametrarna. Dock uppvisar G7 till G9 vad som kan vara förhöjda värden av lösta

salter, men om det är en långtidspåverkan på grundvattnet som mäts i dessa rör är svårt att avgöra p.g.a. den korta mätserien. I G11, nersänkt till 40 meter i ett undre mostengrundvattenmagasin, ligger konduktiviteten över de uppmätta värdena i G10 samt över linjen för G2; (x+s) (Diagram 4). Detta kan indikera att det sker ett lakvattenläckage av lakvatten ner i detta undre magasin.

Temperaturmätningar i G2 och G4 visar under 1994 att den normala temperatursänkningen under vintern i G2 inte uppträder i G4, vilken får en mer utjämnad temperaturkurva. Detta indikerar en påverkan av ett varmare lakvatten. Även G7 uppvisar en utjämnad temperaturkurva.

Vattenståndet i G11 motsvarar det undre grundvattenmagasinet tryckta och vattenståndet i G11 ligger över grundvattenytan i G4, G8 och G9. Detta indikerar att tryckytan i det undre magasin ligger över grundvattenytan i de övre grundvattenmagasinen. En orsak till de förhöjda värdena kan dock vara en ofullständig tätning av G11. En ofullständig tätning leder till att vatten från det övre grundvattenmagasinet provtas, vilket skulle kunna förklara varför temperaturkurvan och konduktivitetsskurvan för G11 ligger högre än förväntat.

De höga halter av järn som observerats i G2 härrör med all sannolikhet från den järnrika berggrunden. De lägre metallhalter nedströms upplaget som indikeras i G4 kan bero på att metallhalter sjunker i avfallsupplag under den metanbildande fasen.

Då lakvattenmängden överstiger 40% av nederbörden tyder detta på att även grundvatten bidrar till lakvattenbildningen. Avrinningen vid Filborna avfallsupplag visar att lakvattenbildningen verkar vara två till fyra månader förskjutet gentemot maximinederbörden. Detta bör tas med i beräkningarna av nederbördens bidrag till lakvattenbildningen. Förutom nederbörden bidrar inflödande grundvatten till lakvattenbildningen, vilket indikeras av att lakvattenavrinningen överstiger nederbörden vid ett flertal tillfällen, även räknat på framskjuten nederbörd.

De höga järnhalter som observerats i det grundvattenrör som finns uppströms upplaget beror med stor sannolikhet på geologiska faktorer i området. Helsingborgsformationen är rik på järn, vilket bör leda till förhöjda värden i grundvattnet gentemot normalt svenskt grundvatten. Den radikala minskningen av järnkoncentrationen nedströms upplaget som märks i G4 kan förklaras av att upplaget befinner sig i den anaeroba fasen. Då leder det ökade pH-värdet till en minskad löslighet av metaller och därmed minskar metallkoncentration. Vid Filborna märks även kvicksilverhalter som är något högre än de som noterats runt Stavröds avfallsupplag. Även detta är troligen berggrundsberoende.

4.2 Rönneholm

Provtagning sker en, fyra eller tolv gånger per år enligt provtagningschema (bilaga 3.1). Fig. 11a och b visar var provtagningspunkterna är placerade. Analysresultaten från de olika provtillfällena är listade i bilagorna 3.2 till 3.9. Samtliga prover tas som stickprov. Provtagning sker i lakvattendammen, i inre och yttre diken, i tre observationsrör samt i recipienten uppströms och nedströms deponin. I ytterligare fyra observationsrör mäts enbart vattennivån. Under åren har olika provpunkter tillkommit, vilket gör att diagrammen spänner över olika tidsserier.

Rönneholms avfallsupplag är utformat så att diken som löper runt upplaget skall fånga upp det lakvatten som bildas i upplaget. Principen framgår

av Fig. 12 och innebär att genom att vattennivån i det inre lakvattendiket alltid hålls lägre än i det yttre diket styrs grundvattnets strömriktning in mot lakvattendiket. På så sätt hindras föroreningar i lakvattnet från upplaget att spridas. En viss del av grundvattnet från omgivningen kommer också att ledas till lakvattendiket. Där kalkgyttja, som har låg vattengenomsläpplighet, finns under upplaget avskärmas avfallet och lakvattnet mycket väl från underliggande vattenförande friktionsmaterial. Resultatet av detta blir att mängden grundvatten som leds till lakvattendiket från omgivningen blir låg där kalkgyttja finns.

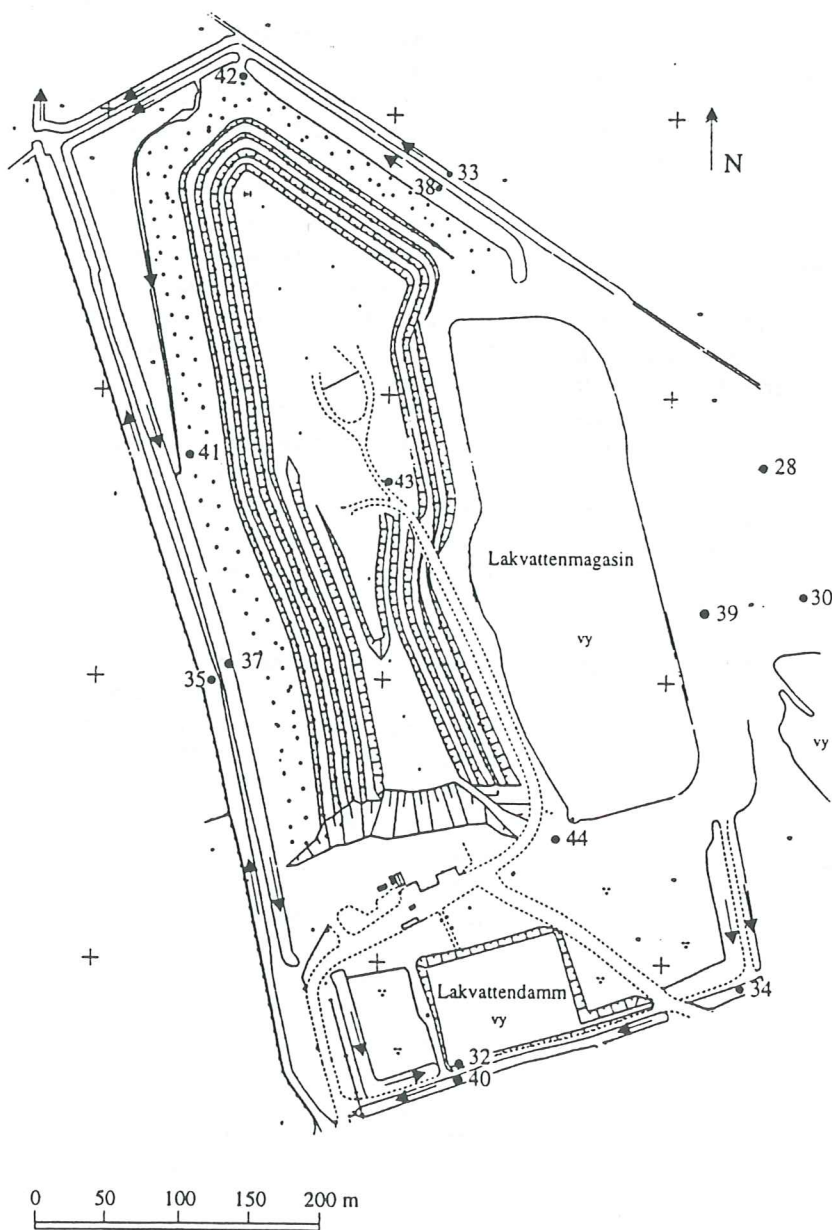


Fig. 11a. De i kontrollprogrammet för Rönneholms avfallsupplag ingående provpunkter (obs.rör 28, 30, 39, 41-44; ID37 och 38; YD33, 34 och 35; LD32).

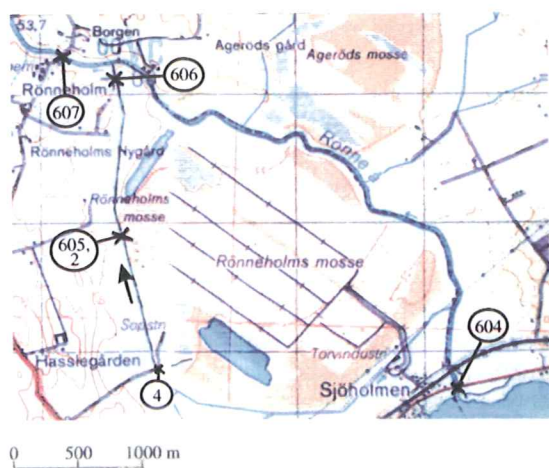


Fig. 11b. De punkter som provtagits av SGU för bäckvattenanalyser (604-607). 604 är taget uppströms upplaget och uppströms Ronne å, 605 till 607 är nedströms upplaget.

4.2.1 Lakvattenmängder

Lakvatten, uppsamlat i lakvattendiken (Fig. 12) återförs sedan 1983 genom bevattning av upplaget. Från 1983 till 1985 var det provisorisk bevattning och därefter har ett permanent bevattningssystem varit i drift, vilket gör att det i normala fall inte sker något utsläpp av lakvatten från upplaget utanför omgivande lakvattendiken. I bilaga 3.10 redovisas lakvattenproduktionen sedan 1981 och fram till 1990. Data efter 1990 saknas.

Lakvattenproduktionen minskade kraftigt under åren 1988-1990 (från 146 100 till 51 400 m³/år), detta kan bero på att upplaget utökats på höjden, då den vattenhållande kapaciteten ökar med ökad höjd på upplaget.

4.2.2 Lakvattnets karaktär

Lakvattnets sammansättning bestäms genom provtagningar i lakvattendammen en gång per månad (provpunkt LD 32). Omfattningen av analyserna framgår av bilaga 3.1 och analysresultaten för konduktivitet, BOD₇, totalfosfor, totalkväve, ammoniumkväve och nitratkväve redovisas i bilaga 3.2.

Konduktiviteten i lakvattendammen (medelvärde 1 932 µS/cm) understiger vad som Kulander (1990) angett som medelvärde för den klimatzon som Skåne ligger inom (3 410 µS/cm). Även enligt Meijer (1980) ligger värdet på konduktiviteten lägre än medianvärdet för 26 upplag i Sverige (3 400 µS/cm). Enligt Kulander (1990) ökar konduktiviteten i klimatområde III med tiden men i lakvattendammen kan en svag minskning skönjas för perioden 1981 till 1994.

BOD-halten i lakvattendammen är i stort sett oförändrad under åren 1981 till 1994 även om en svag ökning kan märkas under åren 1991 till 1994. Halterna ligger under Kulanders medelvärde för klimatzon III (158 mg/l) och även under det medianvärde för BOD (600 mg/l) som Meijer (1980) rapporterade.

Fosfor- och ammoniumkvävehalterna ökade under åren 1991 till 1994, även om båda har minskat totalt sedan 1981. Totalkväve har minskat under hela perioden och uppvisar den mest markanta minskningen under denna tid. Minskningen kan dels bero på att växterna tillgodogör sig kvävet ur det lakvatten som bevattnar upplaget, dels på att andelen hushållssopor som tillförs deponin minskat under åren och därmed har en stor kvävekälla minskat. Nitratkväve har legat ganska stabilt under perioden men uppvisar en minskning under åren 1991 till 1994. Under åren 1981 till 1990 ökade nitratkvävet, vilket enligt Augustsson och Kinnerberg (1991) berodde på omvandling av ammonium till nitratkväve när lakvattnet syresattes vid bevattningen.

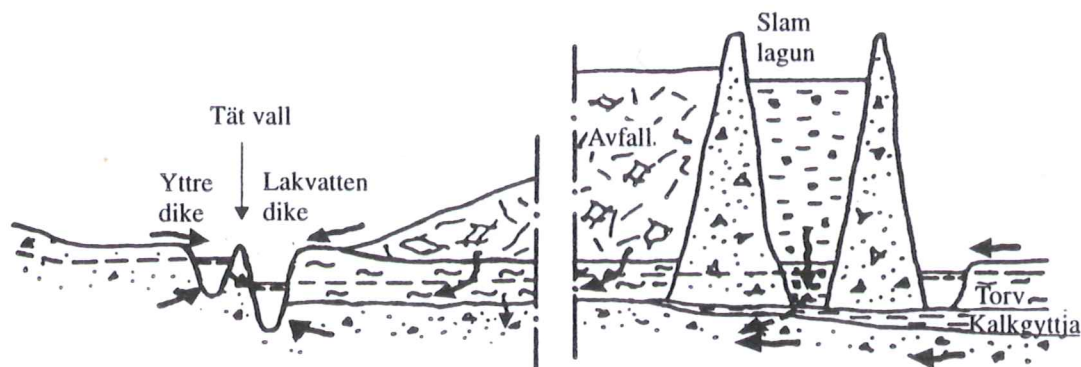


Fig. 12. Principskiss för lakvattnets omhändertagande vid Rönneholms avfallsupplag. Det västra inre diket omsluter ca. 3/4 av upplaget och grundvatten och ytvatten dräneras via detta inre dike, dit även ytvatten från upplaget avleds. Det är meningen att vattenytan i det inre diket skall vara lägre än vattenytan i det yttre diket för att hindra ett flöde av förorenat vatten från det inre diket till det yttre (efter Karlsson 1982)

4.2.3 Provtagningsresultat från observationsrör 28 och 30

Observationsrören 28 och 30 (Fig. 11a) provtas fyra gånger per år för att bestämma fosfor- och kvävehalterna i grundvattnet öster om upplaget. Konduktiviteten mäts tolv gånger per år. Analysresultaten finns dels i bilaga 3.3, dels i diagramform (Diagram 8 och 9).

Konduktiviteten i obs.rör 30 uppvisar några extremvärden under 1988 och 1989 som kan bero på föroreningar som kommit in i röret uppifrån, t.ex. djur som fallit ner i röret. I övrigt har konduktiviteten minskat från 1981 till 1990. I obs.rör 28 märks under samma period däremot en liten ökning av konduktiviteten. För perioden 1991 till 1994 ökar konduktiviteten i båda rören, men halterna ligger inom det intervall som anses vanligt i svenskt grundvatten.

Fosfor- och kvävehalterna (Diagram 8 och 9) visar en generellt nedåtgående trend 1981 till 1994. Emellertid ökar fosfor i båda rören under åren 1991 till 1994 och kvävet i obs. rör 30. Generellt ligger fosfor- och kvävehalterna högre i obs.rör 28 än i obs.rör 30 under den större delen av perioden 1981 till 1994.

4.2.4 Metallundersökningar

De metaller som analyseras är kadmium, krom, bly, kvicksilver och järn. Provtagning sker i lakvattendammen och i observationsrören 28 och 30. Analysresultaten för järn framgår av bilaga 3.4. Övriga metaller har legat under detekteringsnivån utom vid några enstaka tillfällen och redovisas därför inte. Järnhalterna har minskat kraftigt i lakvattendammen sedan 1981. Medelvärdet är 4.0 mg/l, vilket är lågt jämfört med det medelvärde Kulander (1990) avger som medelvärde för klimatområde III (25 mg/l). I observationsrören har järnkonzentrationen legat på en stabil nivå med medelvärde för obs.rör 28 på 0.5 mg/l och för obs.rör 30 på 0.4 mg/l.

4.2.5 Provtagningar i ytvattnet uppströms och nedströms upplaget

Provtagning i ytvattnet uppströms och nedströms upplaget sker en gång per kvartal. Analysresultaten från provtillfällena redovisas i bilaga 3.5.

Konduktiviteten nedströms upplaget (provpunkt 2; Fig. 11b) har legat över uppströmsvärdena (provpunkt 4; Fig. 11b) under hela perioden 1981-1994. Halterna både uppströms och nedströms överstiger det riktvärde som SNV Meddelande 1982:2 (1982) anger för opåverkat ytvatten (100 - 300 $\mu\text{S/cm}$) med medelvärden på 472.0 och 790.1 $\mu\text{S/cm}$ uppströms respektive nedströms upplaget.

För perioden 1991-1994 finns det för få data för att göra en säker utvärdering. Det verkar dock som om konduktiviteten ökar något både uppströms och nedströms.

BOD-halterna nedströms upplaget låg under perioden 1981-1990 över halterna nedströms. I båda provpunkterna sker en minskning även om minskningen uppströms verkat ha klingat av om man ser till perioden 1991-1994.

Fosforhalten har minskat rejält sedan 1984 med en något kraftigare minskning nedströms. Totalkvävehalterna har också minskat markant nedströms upplaget, medan halten uppströms har varit stabil. Nitratkväve uppvisar en mer komplicerad kurva, halterna har varierat en hel del uppströms och det slår igenom på nedströmsvärdena. Under vissa perioder ligger uppströmsvärdena till och med över nedströmsvärdena. Det är intressant att notera att uppströms utgör nitratkväve en stor del av totalkvävehalten medan ammoniumkvävehalten är låg. Nedströms råder motsatta förhållanden, där utgör ammoniumkväve en större del av totalkvävehalten än vad nitratkväve gör.

Vad gäller BOD, fosfor och kväve märks en minskning sedan bevattningen började och utsläpp av lakvatten stoppades, men konduktiviteten uppvisar inte en lika tydligt nedåtgående trend. Variationen i konduktiviteten är delvis kopplad till värdena uppströms men värdena är något förstärkta, vilket visar på en påverkan från upplaget.

4.2.6 Provtagningsresultat av konduktiviteten i de yttre och inre lakvattendikena och observationsrör 39

I de inre och yttre dikena (ID 37 och ID 38 samt YD 35 och YD 33; Fig. 11a) mäts konduktiviteten en gång per månad liksom i observationsrör 39. Analysresultaten finns dels i bilaga 3.6, dels i diagramform (Diagram 10 och 11).

De inre dikena uppvisar högre värden på konduktiviteten än i de yttre dikena, vilket framgår av diagram 10 och 11. Medelvärdet för provpunkten i det inre diket väster om upplaget (ID 37) är 2 621 $\mu\text{S/cm}$, vilket överstiger konduktiviteten i lakvattendammen. I provpunkten i det yttre diket väster om upplaget (YD 35) ligger medelvärdet på 819.8 $\mu\text{S/cm}$. I det inre diket norr om upplaget (ID 38) är medelvärdet 1 858 $\mu\text{S/cm}$ och i det yttre diket (YD 33) 397 $\mu\text{S/cm}$. Sedan 1981 har konduktiviteten minskat i de yttre dikena och i lakvattendammen samt i det inre diket väster om upplaget, medan det inre diket norr om upplaget visar en något ökande trend. Denna märks tydligt under perioden 1991 till 1994, då även det inre diket väster om upplaget erhåller en ökande konduktivitet. Halterna i de västra dikena överstiger halterna i de

norra dikena och det södra lakvattendiket under hela perioden. I stort följer variationerna lakvattendammens variationer.

Observationsrör 39 har halter på konduktiviteten som vida överstiger halterna i obs.rör 28 och 30 (Diagram 12). Medelvärdet av konduktiviteten i obs.rör 28 är 92 $\mu\text{S}/\text{cm}$, för obs.rör 30 är det 178 $\mu\text{S}/\text{cm}$. För obs.rör 39 är medelvärdet 2 840 $\mu\text{S}/\text{cm}$, vilket överstiger konduktiviteten i lakvattendammen.

4.2.7 Vattenståndsmätningar

Vattennivåmätningar sker i alla provpunkter en gång per månad med undantag av punkterna 2 och 4. I de senare mäts nivån en gång per år. De uppmätta vattennivåerna finns i bilagorna 3.7, 3.8 och 3.9.

Vattennivåerna i observationsrören 28, 30 och 39 följer i huvudsak de normala årstidsvariationerna med högre vattennivåer vintertid. Störst variation har uppmätts i obs.rör 39. Vattennivåerna i obs.rör 41 och 43 varierar på motsvarande sätt som observationsrören 28 och 30, medan nivåerna i obs.rör 42 skiljer sig från de övriga genom att vattennivån stiger under sommarhalvåret. I obs.rör 44 är variationerna större än i de övriga observationsrören.

För att hindra vattenflöde, och därmed påverkan av lakvatten från de inre dikena till de yttre dikena, skall de senare ha en högre vattennivå (se fig. 12). Under större delen av perioden 1981-1994 har vattennivån i de yttre dikena legat under vattennivån i de inre dikena (se diagram 13 och 14) vilket medför ett flöde av vatten från de inre till de yttre dikena. Vid provpunkten väster om upplaget ligger vattennivån i det inre diket nästan alltid över vattennivån i det yttre diket. Norr om upplaget ligger vattennivån i det inre diket över det yttre diket vattennivå främst från oktober till maj. I det yttre diket söder om lakvattendammen ligger vattennivån oftast över lakvattendammens vattennivå.

Grundvattenflödeskartor (Fig. 13) under det högsta respektive det lägsta grundvattenståndet, juli månad respektive december månad 1992 och 1994, visar att det helt klart förekommer en förhöjning av grundvattenytan under upplaget samt att det sker ett flöde mot väster.

4.2.8 Tolkning av resultat från Rönneholms avfallsupplag

Någon långtidspåverkan har inte påvisats i observationsrören 28 och 30 (Fig. 11a), men då dessa båda rör befinner sig i ett uppströms läge gentemot upplaget (Fig. 9) bör inte någon påverkan från upplaget ske. De förhöjda halterna av fosfor och kväve som observerats i dessa grundvattenrör kan komma från exempelvis Ringsjön eller från omgi-

vande åkermark uppströms obs.rören. Variationerna i fosfor- och kvävehalterna i obs.rören 28 och 30 ligger ej heller i fas med varandra. Vad detta beror på är osäkert. I obs.rör 39 är trenden för konduktivitet stigande, vilket indikerar en lakvattenpåverkan. Koncentrationen av lösta salter i obs.rör 39 överstiger märkbart koncentrationerna i obs.rör 28 och 30. Detta kan bero på läget av rör 39 i slänten till lakvattenmagasinet; vattnet i obs.rör 39 kan snabbt påverkas av lakvattenmagasinet sammansättning (se diagram 12 och Fig. 11a). Även vattennivån i obs.rör 39 pekar på en påverkan från lakvattenmagasinet då vattennivån varierar kraftigare än i obs.rören 28 och 30. I obs.rör 42 stiger vattennivån under sommaren, vilket troligen beror på bevattningen. Detta obs.rör ligger på den norra slänten där en stor del av bevattningen sker. Obs.rör 43, med större variationer större än i övriga observationsrör, påverkas troligen av läget invid lakvattenmagasinet.

Konduktivitet är högre i de inre dikena än i de yttre dikena. Detta tyder på att de inre dikena fyller sin avskärande funktion. Emellertid, då det inte finns observationsrör utanför upplaget är detta okänt. Då vattennivån i de yttre dikena ofta understiger vattennivån i de inre dikena finns det en risk att det sker ett flöde från de inre dikena och ut från upplaget. Detta bör åtgärdas, t.ex. genom pumpning av det inre diket. Detta skulle leda till att vattennivån hålls nere. Det uppumpade vattnet kan användas till bevattning vilket gör att lakvattnet hålls inom området. Om det är bevattningen av upplaget som orsakar den förhöjda vattennivån i det inre diket bör bevattningen anpassas efter upplagets förmåga att ta upp vattnet. Ytavrinning måste förhindras och likaså måste försumpning av bevattningsområdet förhindras eftersom det annars sker en ökad avrinning rakt ner i det inre diket. Att vattennivån i det inre diket överstiger vattennivån i det yttre diket kan bero på att grundvattenflödet till det yttre diket är för stort (Fig. 12). En annan orsak kan vara att det sker ett större lakvattenläckage än förväntat vilket gör att vattenståndet i det inre diket stiger. Ytterligare en orsak kan vara bevattningen av upplaget. Om upplaget inte kan ta upp bevattningsvattnet sker en ytavrinning rakt ner i det inre diket runt upplaget.

Uppströms upplaget är nitratkväve dominerande, vilket visar på syresatta förhållanden. Nedströms upplaget visar däremot ammoniumkvävehalterna på att det råder mer anaeroba förhållanden. Sedan bevattningen med lakvatten startade på upplaget har kvävehalterna minskat även i ytvattnet (provpunkt 2, Fig. 11b). Vattnet är emellertid fortfarande mer syrefattigt nedströms, vilket visas genom att ammoniumkvävehalterna överstiger nitratkvävehalterna.

Lakvattnets låga BOD-värde tyder på låg biologisk aktivitet vilket indikerar att upplaget är i den metangasbildande fasen.

4.3 Filborna och Rönneholm - en jämförelse

Det är få parametrar som kan jämföras mellan upplagen p.g.a. bristfälliga data. Vad gäller konduktiviteten så finns det dock en klar skillnad, vilket framgår av Diagram 15 och 16. Konduktiviteten i lakvattendammen i Rönneholm ligger

mycket under Filbornas värden vid lakvattenprov-punkterna (Diagram 15). Samma tendens uppvisar konduktiviteten i grundvattenobsrören; konduktivitetsvärdena i observationsrören 28 och 30 vid Rönneholms avfallsupplag ligger betydligt lägre än i Filbornas grundvattenrör och även under de uppmätta koncentrationerna i grundvattenrör G2 (se Diagram 17). I Rönneholms påverkade obser-

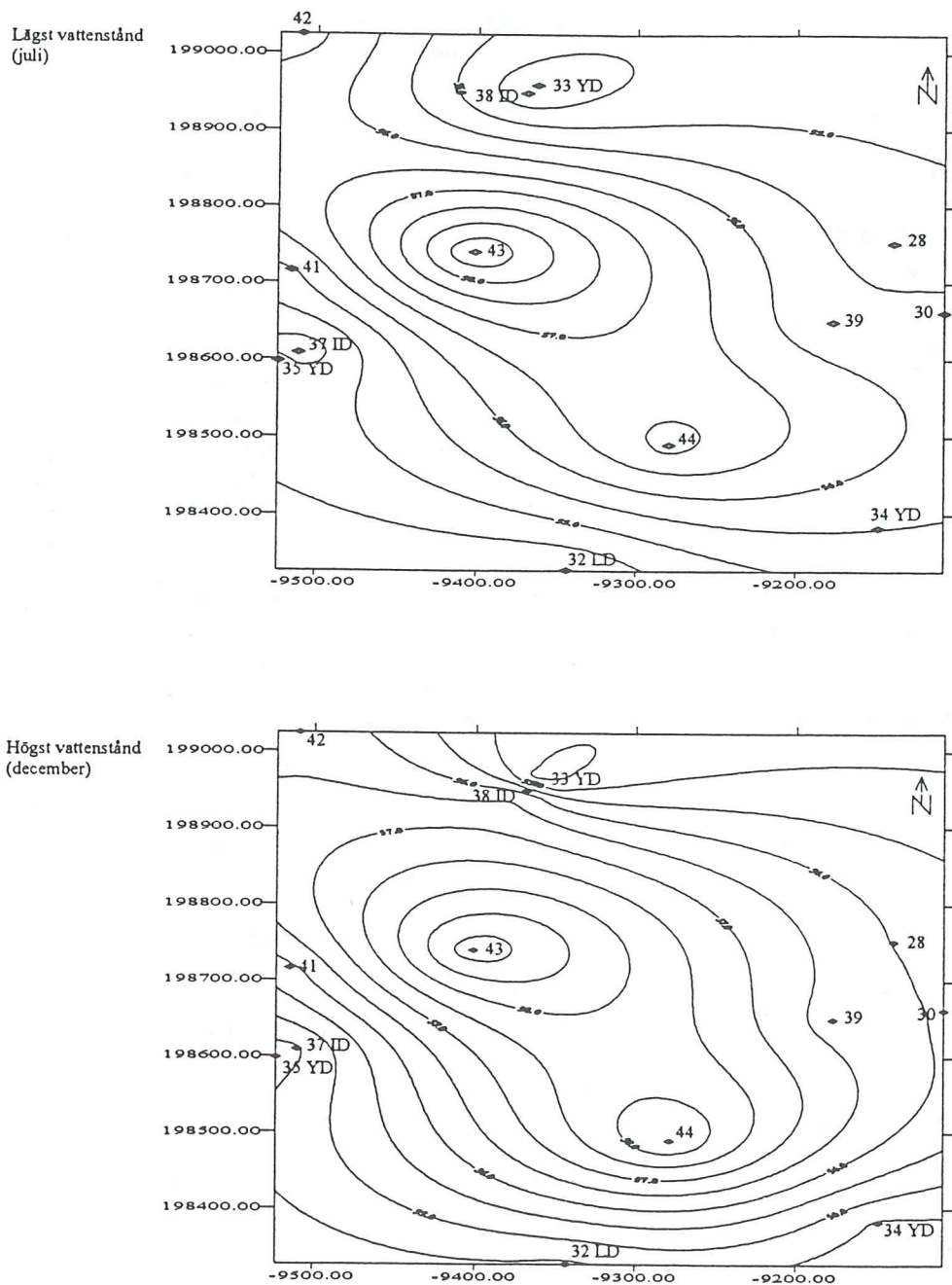


Fig. 13. Grundvattenflödeskartor över Rönneholms avfallsupplag under det lägsta respektive högsta grundvattenståndet 1992. Notera den förhöjda grundvattenytan under avfallsupplaget, den avviker från den regionala grundvattenytan som lutar åt väster. Det sker ett flöde mot väster och nordöst både under högt och lågt vattenstånd. Väster om upplaget finns inga observationsrör vilket kunde behövas då ett grundvattenflöde helt klart sker åt väster. I det nordvästra hörnet saknas provpunkter vilket ger en skev bild av grundvattenflödet. Det sannolika är att det sker ett flöde ner från upplaget mot diket men det framgår inte av denna figur. Det bör observeras att det är få punkter som ligger till grund för denna figur och därför blir inte bilden av grundvattenflödet tillförlitlig.

vationsrör 39 ligger nivåerna på konduktiviteten i nivå med grundvattenrören G4, G7, G8 och G9 vid Filborna avfallsupplag (Diagram 16).

Rönneholms lakvatten uppvisar i samtliga fall högre kvävehalter både vad beträffar totalkväve, ammoniumkväve och nitratkväve (Diagram 18, 19 och 20). Även BOD-värdena är högre i lakvattnet från Rönneholm än det från Filborna avfallsupplag. Den minskande ammoniumkvävehalten i Rönneholms lakvatten (Diagram 19) är troligen en effekt av ökad syresättning p.g.a. bevattningsprocessen. Emellertid resulterar detta i en övergång till och ökning i nitratkvävehalten. I G4 vid Filborna ligger kvävehalterna högre än i Rönneholms obs.rör 28 och 30 (Diagram 21). I de senare har halterna sjunkit med tiden till skillnad mot G4, vilken uppvisar en linjär ökning. Observationsrören 28 och 30 ligger uppström Rönneholms avfallsupplag och skall därför jämföras med det grundvattenrör som ligger uppströms vid Filborna avfallsupplag, G2. I diagram 22 framgår att kvävehalterna i observationsrör 28 och 30 överstiger halterna i G2. Detta innebär att det naturliga grundvattnet vid Rönneholm har högre kvävehalter. möjliga kvävekällor för detta kan vara Rönneholms mosse och Ringsjön samt omkringliggande åkermark.

Järnkonzentrationerna uppvisar också en skillnad mellan Filborna och Rönneholm. Den höga järnhalten vid Filborna är troligen betingat av geologin då Rät-liasberggrunden innehåller mycket järn.

4.4 Geokemiska analyser och bäckvattenväxtanalyser vid Filborna och Rönneholm

Bäckvattenprover tas i mindre vattendrag som till stor del består av grundvatten. Den kemiska sammansättningen hos detta vatten beror på en naturlig påverkan av mineralsammansättningen hos omgivande berggrund och lösa avlagringar samt antropogena aktiviteter. Växter i och vid vattendraget får sin näring från det förbi rinnande vattnet. Utbytet av kemiska ämnen, som tungmetaller, är en långsam process, varför metallhalterna i varje prov representerar vattendragets genomsnittliga metallhalt (Nilsson och Ressar 1995). Markprovtagning för geokemisk analys sker i morän ett stycke ner i

C-horisonten, ca. en meter under marknivån, och skall illustrera markens naturliga kemiska sammansättning (Andersson och Nilsson 1994).

Filborna - Läget av provtagningspunkterna framgår av Fig. 10. Vid detta arbetes genomförande var endast kvicksilveranalyserna genomförda. Det funna medelvärdet av kvicksilverhalterna i bäckvattenväxter (0.534 ppm) ligger mycket nära medelvärdet för Sverige (0.531 ppm). Det bör observeras att medelvärdet för Sverige gäller för provpunkter som ej ligger nära störande anläggningar, t.ex. avfallsupplag. Provet nedströms Filborna upplaget uppvisar ett något förhöjt värde. Vid markgeokemiska prover görs vanligen inga kvicksilveranalyser, varför de funna värdena för Filborna området inte går att relatera till några normalvärden. Analysresultaten kan emellertid jämföras med geokemiska analyser kring Stavröds avfallsupplag, beläget norr om Hörby (analysvärden, se bilaga 4). Kvicksilverhalterna vid Filborna överstiger halterna vid Stavröd med en faktor av 1.2. Denna skillnad är troligtvis berggrundsberoende. Stavröd ligger inom ett gnejsområde, och gnejser håller generellt en låg kvicksilverhalt. Rät-liasbergarterna rund Helsingborg håller däremot en relativt hög kvicksilverhalt (Henriques 1974). Kol - vilket förekommer i Rät-liaslagren (Ahlberg 1994) - kan dessutom fungera som jonbyttmedium för metalljoner (t.ex. kvicksilver) varvid metaller i lösning kan inkorporeras som metallkarboxyler (Lafferty och Hobday 1990).

Rönneholm - Vid Rönneholms avfallsupplag har fyra bäckvattenprover tagits vid SGU:s provtagning. Provtagningsplatserna är markerade i Fig. 11a och b. Endast nedströmsprover har analyserats. Dessa visar kvicksilverhalter under medelvärdet för Sverige (0.0445 mot 0.0531 ppm). Halterna nedströms Rönneholm ligger även under halterna vid Filborna avfallsupplag.

Slutsats - Eftersom det till detta arbete endast fanns analysdata från kvicksilver analyserna att tillgå är det svårt att dra några slutsatser. Det verkar dock som om det föreligger en begränsad påverkan på marken runt avfallsupplagen vad gäller kvicksilver. De höga värdena runt Filborna är troligen berggrundbetingade och inte orsakade av avfallsupplaget.

5 Kontrollprogrammets funktion vid Filborna och Rönneholms avfallsupplag

Avsikten med ett kontrollprogram är att upptäcka läckage av lakvatten till omgivningen tidigt nog för att hinna åtgärda läckaget innan en allvarlig skada sker på grundvatten eller ytvatten. Tillfredsställande svar skall ges på bl.a. följande frågor (Naturvårdsverket *icke publicerad rapport*):

- Hur stora är föroreningsutsläppen via vatten från upplaget?
- Hur stor är påverkan på ytvatten och grundvatten?
- Hur fungerar lakvattenuppsamlingen och lakvattenbehandlingen?
- Förekommer tillrinning av ytvatten och eller grundvatten?
- Fungerar genomförda åtgärder? Finns underlag för uppföljning av genomförda åtgärder?

Vid ett idealt avfallsupplag har man innan upplaget togs i drift provtagit grundvattnet i de observationsrör som skall ingå i kontrollprogrammet under minst ett år för att få tillförlitliga bakgrundsvärden på det opåverkade grundvattnet. Kontrollprogrammet skall således fungera som varningssignal vid läckage eller misstänkt läckage, d.v.s. visa på förändringar i grundvattnets sammansättning som inte kan vara naturligt betingade. För att detta skall fungera krävs att enhetliga provtagningsserier finns att tillgå. Enstaka värden över flera år säger ingenting då koncentrationerna av olika ämnen varierar kraftigt även i naturligt grundvatten. Den provtagningsfrekvens som rekommenderas (RVF 93:10, 1993) är två gånger per år för grundvattnet (vid hög respektive låg grundvattenyta), för ytvattnet varje månad, samt för lakvattnet fyra gånger per år (vårflöde, början och slutet av sommarens torrperiod samt under höstens högvatten).

Filborna avfallsupplag - Trots att Filborna har varit i drift sedan 1950-talet saknas bakgrundsvärden från opåverkat grundvatten i de olika grundvattenmagasinen. Det bästa som kan göras vad gäller bakgrundsvärden är att ha ett grundvattenrör uppströms upplaget i den eller de grundvattenmagasin som kan tänkas påverkas nedströms upplaget för att få värden på det opåverkade grundvattnet.

Figur 10 visar placeringen av de grundvattenrör som berörs i detta arbete. Av Fig. 2a och b framgår att grundvattenrören inte ligger i samma geologiska enhet. Grundvattenrör G2 (Fig. 2a, b och 4), som skall vara ett referensrör för opåverkat grundvatten, ligger på den östra sidan om den vattendelare som skär upplaget (Fig. 2b och 3), medan

övriga grundvattenrör ligger på vattendelarens västra sida. Detta innebär att det inte med säkerhet går att använda värden från G2 vid utvärderingar av de grundvattenrör som ligger nedströms upplaget eftersom det är fråga om helt olika grundvattenmagasin och grundvatten med olika naturliga sammansättningar. Eftersom lagerföljden är så komplex blir det också svårt att definiera någon grundvattenyta och därmed flödesriktning genom upplaget. För att få en uppfattning om grundvattenytans läge under upplaget borde det finnas observationsrör på själva upplaget, detta är av betydelse eftersom ett upplag kan orsaka en lokal förhöjning av grundvattenytan och därmed avvikande grundvattenflöde. Flödesriktningen är naturligtvis av stor vikt för analys av eventuella lakvattenläckage.

Från grundvattenrören G7 till G11 är mätserierna ännu så korta och data från mätningar av exempelvis BOD så få att någon säker utvärdering egentligen inte går att göra. Vid Filborna avfallsupplag är det bara grundvattenrör G4 av nedströmsrören som har en mätserie lång nog mot vilken starkt avvikande mätvärden kan upptäckas.

Provtagningsfrekvensen stämmer väl överens med de rekommendationer för mätningar som tidigare nämnts. Det är ett flertal parametrar som provtas vid specialprogrammen, förutom temperatur, konduktivitet och pH. Eventuellt skulle en statistisk analys om samvariationer kunna medföra en minskning av antal provparametrar. Kulander (1990) fann att vanligtvis samvarierar sex parametrar inom ett enskilt upplag, däremot fann han ingen generell samvariation mellan olika upplag. Tyvärr är det svårt att göra en statistisk undersökning av data från Filborna då det finns så få data. Stickprovsmetoden är den metod som används vid Filborna och det är den enda metod som kan användas med tanke på provtagningsfrekvensen.

Provtagningsrören (grundvattenrören) är hela rör med öppen botten, vilket gör att det sker provtagning endast på en nivå. Detta gör att det inte går att se den vertikala spridningen i grundvattnet, vilket kan vara av intresse när geologin är så komplicerad. Eftersom det saknas koordinater på några av grundvattenrören försvåras konstruktionen av flödeskartor som är en viktig del i ett kontrollprogram. Dessutom är grundvattenrören placerade i olika grundvattenmagasin i området, vilket gör det omöjligt att göra tillförlitliga flödeskartor.

Vad gäller de frågor som ställdes upp tidigare gäller för Filborna att det inte går att få svar på hur stora de totala föroreningsutsläppen är. Ytvattnet verkar inte påverkas i stor utsträckning medan

grundvattnet visar viss påverkan nedströms upplaget. Det förekommer en tillrinning av grundvatten då lakvattenavrinningen överstiger vad som anses normalt, d.v.s överstiger 40 % av nederbörden. Lakvattenbehandlingen har inte varit i drift länge nog för att kunna utvärderas här.

Rönneholm - Vid Rönneholm finns bakgrundsvärden för opåverkat grundvattnet från observationsrör, 28 och 30. Då dessa är belägna uppströms avfallsupplaget finns två bra bakgrundsserier för konduktivitet, fosfor, kväve, järn och vissa tungmetaller.

De tre observationsrör som provtas med avseende på konduktivitet ligger alla på samma sida om deponin. Eftersom det sker ett grundvattenflöde under upplaget mot nordväst föreligger risken att ett läckage i denna riktning inte upptäcks eftersom det inte finns något observationsrör på denna sidan om upplaget. Om de hydrologiska förhållanden som redovisas i detta arbete stämmer finns inga observationsrör nedströms deponin, vilket är en stor brist.

I observationsrör 39 finns en klar påverkan från lakvatten med halter som överstiger halterna i lakvattendammen. Denna påverkan kommer troligen från lakvattenmagasinet som observationsröret står i närheten av. En utökad provtagning i detta obs.rör kan vara motiverat, d.v.s. även provtagning

av andra parametrar, för att se hur de förhåller sig till bakgrundsvärdena i observationsrören 28 och 30.

Vid Rönneholm sker provtagning i observationsrören 28 och 30 en gång i kvartalet vilket bör täcka in rekommenderade tidpunkter. Ytvattnet provtas även det varje kvartal vilket är lite glesare än rekommenderat. Lakvattnet provtas däremot varje månad, vilket å andra sidan är mer än behövligt för ett normalstort avfallsupplag. Provtagningsfrekvensen får anses som god vid Rönneholms avfallsupplag.

Då det finns bakgrundsvärden att tillgå blir det inte svårt att utföra utvärderingsdiagram av den typ som presenteras i Diagram 12 och Fig. 19 i Del I. Diagram 12 visar att om man antar att grundvattnet i obs.rör 30 är opåverkat, ligger värdena i obs.rör 39 långt över den nivå som enligt Christensen *et al.* (1991) indikerar ett starkt förorenat grundvatten.

Vad gäller de uppställda frågorna gäller för Rönneholm att det är svårt att utvärdera de totala föroreningsutsläppen från upplaget liksom den eventuella påverkan på grundvattnet nedströms upplaget. Ytvattnet visar resultat av den lakvattenbehandling som upplaget använder då kvävet minskar allt mer nedströms upplaget. Om det föreligger inträngande av grundvatten är svårt att utvärdera då det saknas värden på bildat lakvatten.

6 Slutsatser

Tanken bakom arbetet var att dels undersöka om det genom att analysera de data som fås vid provtagningar enligt gällande kontrollprogram går att se en eventuell långtidspåverkan av lakvatten på omgivande ytvatten och grundvatten, dels att utvärdera Filborna och Rönneholms avfallsupplags kontrollprogram. Det visade sig svårt att entydigt se en eventuell långtidspåverkan av lakvatten på omgivande ytvatten och grundvatten genom att analysera de data som fås vid provtagningar enligt gällande kontrollprogram.

Vid Filborna sker en tydlig påverkan på grundvattnet nedströms upplaget som pågått sedan mitten av 1980-talet. Denna påverkan märks i alla grundvattenrör nedströms upplaget utom i G10. I det grundvattenrör som når ner till det undre grundvattenmagasinet, G11, indikerar främst konduktiviteten att en påverkan sker av lakvatten. Men då det inte finns bakgrundsvärden att tillgå är det osäkert i vilken omfattning denna påverkan sker. Ytvattnet nedströms Filborna uppvisar ingen direkt påverkan av upplaget. Vid Rönneholm saknas helt grundvattenrör nedströms upplaget, vilket gör att det inte går att uttala sig om det föreligger någon påverkan på grundvattnet eller ej. I ytvattnet runt Rönneholms avfallsupplag märks en svag påverkan, främst genom det påvisade anaeroba tillståndet i bäcken nedströms upplaget. Då det inte sker något kontrollerat utsläpp av lakvatten till ytvattnet pekar detta på ett läckage av lakvatten ut i ytvattnet. Det kan bero på att det inre diket runt upplaget inte fyller den funktion det skall som uppsamlande dike. Även det flöde som eventuellt sker från det inre diket kan ha betydelse.

Vad gäller utvärderingen av upplagens kontrollprogram visade det sig att det finns vissa brister i utformningen. Vad gäller provtagningsfrekvens, provtagna parametrar och provtillfällena vid upplagen finns det inget att anmärka på. Däremot finns brister i utformningen av grundvattenkontrollen.

Vid Filborna saknas det grundvattenrör i alla de grundvattenmagasin som finns i området, vilket gör det svårt att tolka de mätdata som fås vid varje

mättillfälle. Vid Filborna behövs ett flertal nya grundvattenrör som provtar de olika grundvattenmagasinen både uppströms och nedströms upplaget för att säkert klargöra grundvattenflödet och det läckage av lakvatten som pågår. En noggrann undersökning av de hydrologiska förhållandena behövs för att optimalt kunna placera ut dessa grundvattenrör.

Avrinningen vid Filborna avfallsupplag visar att lakvattenbildningen verkar vara två till fyra månader förskjutet gentemot maximinederbörden. Detta bör tas med i beräkningarna av nederbördens bidrag till lakvattenbildningen. Förutom nederbörden bidrar inflödande grundvatten till lakvattenbildningen, vilket indikeras av att lakvattenavrinningen överstiger nederbörden vid ett flertal tillfällen, även räknat på framskjuten nederbörd.

Även vid Rönneholm finns brister i kontrollprogrammet. Två observationsrör (nr 28 och 30) ligger uppströms deponin. Dessa rör har långa mätserier, vilka kan utnyttjas som referensrör. Ett eller flera observationsrör borde finnas nedströms deponin då det faktiska grundvattenflödet sker under och genom upplaget. Vid en jämförelse av mätvärden från observationsrören 28 och 30 med respektive mätserie från lakvattendikena och observationsrör 39 påvisar de senare en klar lakvattenpåverkan. Hur situationen är utanför upplaget, åt väster och nordväst, är helt okänt då det där saknas grundvattenrör.

Då vattennivån i det inre diket ofta överstiger vattennivåerna i det yttre diket sker med all säkerhet ett flöde av vatten från det inre diket runt upplaget och ut från upplaget. Detta leder till risk för påverkan utanför upplaget.

Slutsatsen blir att det vid båda upplagen provtas ett tillförlitligt antal parametrar och vid lämpliga tillfällen. Upplagen bör dock komplettera sina kontrollprogram med främst nya grundvattenrör för säkrare flödesberäkningar och kontroll av grundvattnet.

Tack

Detta kan vara den enda gången som jag publicerar något och därför tar jag tillfället i akt att tacka alla som hjälpt mig till det jag är idag. Tack alla lärare och medstudenter, familj, syskon och vänner!

Dan Waldemarson, Du förtjänar ett varmt tack för att Du ledde in mig på avfallsfrågorna och för Ditt stöd som min handledare under arbetet med detta examensarbete. Till alla jag träffat ute på fältet under arbetets gång skickar jag en hälsning och ett varmt tack! Speciellt vill jag tacka Björn

Liwing och Bo Anderberg på MERAB och Åsa Bengtsson på NSR för alla diskussionsstunder, råd och hjälp (och luncher!), det har varit oundgängligt!!!! Per Möller vill jag tacka för att han tog sig tid att läsa och kommentera arbetet och Camilla Borgenlöv, Din språkgranskning var nödvändig!

Till sist vill jag säga att utan Svante Anderssons stöd och vilja att diskutera avfall och lakvatten i tid och otid hade detta aldrig kommit i tryck!!!

Referenser

- Adriellsson, L., Mohrén, E. och Daniel, E. 1981: Beskrivning till jordartskartan Helsingborg SV. *Sveriges Geologiska Undersökning Ae 16*, 104pp.
- Ahlberg, A. 1994: Diagenesis of Rhaetian-Hettangian coal-bearing siliciclastic strata in NW Skåne, southern Sweden. *Lund Publications in Geology 123*. 16pp.
- Andersson, A.-C., Ejdeling, G. och Gedda, C. 1982: Grundvattenförorening från avfallsupplag - Beskrivning av ett inträffat fall - kartläggning, provtagning, sanering och kontroll. *Statens Naturvårdsverk, SNV PM 1608*, Solna.
- Andersson, M. och Nilsson C.-A. 1992: Kartor i skala 1:1 miljon och beskrivning till Markgeokemiska kartan 3-7, F-H, *Sveriges Geologiska Undersökning, Rapport och Meddelanden 73*, Uppsala.
- Andreottola, G. och Cannes, P. 1992: Chemical and Biological Characteristics of Landfill Leachate, *Ur: Christensen, T. H., Cossu, R. och Stegmann, R. (eds.): Landfilling of Waste: Leachate: 20 Lecture notes in Earth Sciences*, 65-88. Elsevier Science Publishers LTD, Essex, England.
- Aastrup, M, Thunholm, B., Johnson, J., Bertills, U. och Berntell, A. 1995: Grundvattnets kemi i Sverige. *Naturvårdsverket Rapport 4415*, Solna.
- Augustsson, H. och Kinnerberg, H. 1978: *Redogörelse för geohydrologiska undersökningar vid befintligt avfallsupplag samt förslag till åtgärder*, 22pp. K-Konsult, Kristianstad.
- Baccini, P., Henseler, G., Figi, R. och Belevi, H. 1987: Water and Element Balances of Municipal Solid Waste Landfills. *Waste Management and Research 5*. 483-499.
- Bergström, J. 1984: Bergarter, i Ringberg, B.: Beskrivning till jordartskartan Helsingborg. *Sveriges Geologiska Undersökning Ae 51*.
- Blight, G. E., Hojem, D. J. och Ball, F. M. 1992: Production of Landfill Leachate in Water-Deficient Areas. *Ur: Christensen, T. H., Cossu, R. och Stegmann, R. (eds.): Landfilling of Waste: Leachate: 20 Lecture notes in Earth Sciences*. pp. 35-51. Elsevier Science Publishers LTD, Essex, England.
- Brandt, M., Jutman, T. och Alexandersson, H. 1994: Sveriges Vattenbalans - Årsmedelvärden 1961-1990 av Nederbörd, Avdunstning och Avrinning. *SMHI, SMHI Hydrologi 49*, Norrköping.
- Carabelli, E., Gera, F., Gruszka, A. T., Piepoli, A. och Schneider, A. 1991: Advanced Procedures for Landfill Monitoring. *Ur: Christensen, T. H., Cossu, R. och Stegmann, R. (eds.): Proceedings Sardinia '91, Third International Landfill Symposium, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italien, 1991*. 1221-1229. CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari.
- Christensen, T. H. och Kjeldsen, P. 1989: Basic Biochemical Processes in Landfills. *Ur: Christensen, T. H., Cossu, R. och Stegmann, R. (eds.): Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, pp. 29-49. Academic Press, London.
- Christensen, T. H. och Kjeldsen, P. 1992: Groundwater Control Monitoring at Sanitary Landfills *Ur: Christensen, T. H., Cossu, R. och Stegmann, R. (eds.): Landfilling of Waste: Leachate: 20 Lecture notes in Earth Sciences*, pp. 479-514. Elsevier Science Publishers LTD, Essex, England.
- Christensen, T. H. och Kjeldsen, P. 1995: Landfill Emission and Environmental Impact: an Introduction. *Ur: Christensen, T. H., Cossu, R. och Stegmann, R. (eds.): Proceedings Sardinia '95, Fifth International Landfill Symposium, Concepts, Processes, Technologies & Operation, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italien, pp. 3-12*. CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari.
- Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Albrechtsen, H.-J., Heron, G., Nielsen, P. H., Bjerg, P., L. och Holm, P. E. 1994: Attenuation of Landfill Leachate Pollutants in Aquifers. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology 24*, 119-202.
- Christensen, T. H., Kjeldsen, P. och Bjerg, P. L. 1991: Monitoring of Groundwater at Sanitary Landfills. *Ur: Christensen, T. H., Cossu, R. och Stegmann, R. (eds.): Proceedings Sardinia '91, Third International Landfill Symposium, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italien, pp. 1197-1212*. CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari.
- Clement, B. 1995: Physico-Chemical Characterization of 25 French Landfill Leachates. *Ur: Christensen, T. H., Cossu, R. och Stegmann, R. (eds.): Proceedings Sardinia '95, Fifth International Landfill Symposium, Concepts, Processes, Technologies & Operation, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italien, pp. 315-325*. CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari.
- Dittrich, I. och Ihling, H. 1994: *Deponie Filborna, Helsingborg - Hydrogeologie, Hydrodynamik und Hydrochemie Deponieüberwachung und Monitoringprogramm*, 22 pp, Bannewitz.
- Ehrig, H.-J. 1983: Quality and Quantity of Sanitary Landfill Leachate. *Waste Management & Research 1*, 53-68.

- Ehrig, H.-J. 1988a: Leachate Quantity and Quality - Operation Effekt and Duration. i. *Can Landfill Technology be Improved*. ISWA 88, Amsterdam, 1988a.
- Ehrig, H.-J. 1988b: Water and Element Balances of Landfills. *Ur: The Swiss Workshop on Land Disposal, Conference Centre Gerzensee, Schweiz, 1988b*.
- Ehrig, H.-J. 1988c: Water and Element Transfer from Landfill Sites, *Ur: Rördam, E. och Vedby, S., (eds.): Proceedings: International Workshop in Impact of Waste Disposal on Groundwater and Surface Water*, pp. 37-48. National Agency of Environmental Protection (NAEP) and the Danish Water Council, Copenhagen Miljöstyrelsen, Köpenhamn.
- Ehrig, H.-J. 1989a: Leachate Quality. *Ur: Christensen, T. H., Cossu, R. och Stegmann, R. (eds.): Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, pp. 213-229. Academic Press, London.
- Ehrig, H.-J. 1989b: Water and Element Balances of Landfills, *Ur: Baccini, P. (ed.): The Landfill: Reactor and Final Storage: 20 Lecture Notes in Earth Sciences*, pp. 83-115. Springer-Verlag, Berlin, New York.
- Ehrig, H.-J. och Scheelhaase, T. 1993: Pollution Potential and Long Term Behaviour of Sanitary Landfills. *Ur: Christensen, T. H., Cossu, R. och Stegmann, R. (eds.): Proceedings Sardinia '93, Fourth International Landfill Symposium, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italien, pp. 1203-1226. CISA Environmental Sanitary Engineering Centre.*
- Eken, K. 1987: Geohydrologisk undersökning vid Filborna avfallsupplag i Helsingborg, *Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet, kvartärgeologi, nr 19, 55pp. Lund.*
- Flyhammar, P. 1995: Leachate Quality and Environmental Effects at Active Swedish Municipal Landfills. *Ur: Christensen, T. H., Cossu, R. och Stegmann, R. (eds.): Proceedings Sardinia '95, Fifth International Landfill Symposium, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italien, pp. 549-557. CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari.*
- Freeze, R.A., Cherry, J.A. 1979: *Groundwater*. 604 pp. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Gustavsson, G. och Holm, T. 1989: Lakvattenpåverkan på grundvatten vid avfallsupplag - Huvudrapport. *Statens Naturvårdsverk, Rapport 3703, Solna.*
- Hasselgren, K. och Nilsson, P., LTH. 1992: Lakvattenbehandling - lokala metoder för behandling av lakvatten från avfallsupplag. *Statens Naturvårdsverk, SNV Rapport 4052, Solna.*
- Henriques, Å. 1974: Kartläggning av fördelningen av primärt kvicksilver i Sveriges berggrund genom provtagning och analys av bergarter: kartläggning av Hg-fördelningen i Sveriges berggrund och malmer. Slutredogörelse. Geologiska inst., KTH, Stockholm. 280 pp.
- Hjelmar, O., Johannessen, L. M., Knox, E., Ehrig, H.-J., Flyvbjerg, J., Winther, P. och Christensen, T. H. 1995: Composition and Management of Leachate from Landfills within the EU. *Ur: Christensen, T. H., Cossu, R. och Stegmann, R. (eds.): Proceedings Sardinia '95, Fifth International Landfill Symposium, Concepts, Processes, Technologies & Operation, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italien, pp. 243-262. CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari.*
- Hult, J. och Möller, P. 1983: Avfallsanläggningar i Sverige - Statistik och sammanställningar. *Statens naturvårdsverk SNV PM 1652. Solna.*
- Karlsson, L. 1982: *Komplettering av utredning angående deponering av kommunalt avfall*. 8pp. VBB, Malmö.
- Karlqvist, L. och Olsson, T. 1983: Hydrologiska förutsättningar för reduktion av lakvattenbildning vid avfallsupplag. *Statens Naturvårdsverk SNV PM 1647. Solna.*
- Kjeldsen, P. 1988: Degradation within Waste Disposal Sites, *Ur: Rördam, E. och Vedby, S. (eds.): Proceedings: International Workshop in Impact of Waste Disposal on Groundwater and Surface Water*, pp. 25-48. National Agency of Environmental Protection (NAEP) and the Danish Water Council, Copenhagen Miljöstyrelsen. Köpenhamn.
- Kjeldsen, P. 1993: Groundwater Pollution Source Characterization of an Old Landfill. *Journal of Hydrology 142*, pp. 349-371.
- Kulander, K.-E. 1990: Lakvatten från avfallsdeponier: Utvärdering av analysresultat från lakvattenkontroll 1975-1985. *Statens Naturvårdsverk SNV Rapport 3760. Solna.*
- Lafferty, C. och Hobday, M. 1990: The use of low rank brown coal as an ion exchange material; 1, Basic parameters and the ion exchange mechanism. *Fuel (Guildford) 69:1*, pp. 78-83
- Lagerkvist, A. 1986: Om nedbrytnings- och transportprocesser i avfallsupplag. *Licentiatuppsats, Avd. för Restproduktteknik, Högskolan i Luleå. 129 pp.*
- Lagerkvist, A. 1989: Internationell utblick inom upplagsteknik - Beskrivning av gängse teknik och aktuell utveckling. *Statens Naturvårdsverk SNV Rapport 3588. Solna.*
- Lagerkvist, A. 1992: Anaeroba barriärer - en tänkbar strategi för återföring av avfall till naturens kretslopp. *Statens Naturvårdsverk SNV Rapport 4051. Solna.*
- Lindmark, P. och Elander, P. 1994: Lakvatten från avfallsupplag - uppsamling och minimering. *Statens Naturvårdsverk SNV Rapport 4385. Solna.*

- MacFarlane, D. S., Cherry, J. A., Gillham, R. W. och Sudicky, E. A. 1983: Migration of Contaminants in Groundwater at a Landfill: a Case Study 1. Groundwater Flow and Plume Delineation. *Journal of Hydrology* 63, pp. 1-230.
- Malmöhus län, L. i. 1994: Miljön i Malmöhus län - en sammanfattning - Remissupplaga 1994. *Länsstyrelsen i Malmöhus län, Miljörapport*. Malmö.
- McBean, E. A., Rovers, F. A. och Farquhar, G., J. 1995: *Solid Waste Landfill Engineering and Design*. 521 pp. Prentice Hall PTR. Englewood Cliffs, New Jersey.
- Meijer, J.-E. 1980: Lakvattenkaraktistik - före och efter infiltration. *Inst. för kulturteknik, KTH*, Stockholm.
- Meijer, J.-E. 1985: *Nordvästra Skånes Renhållnings AB (NSR) - Teknisk beskrivning - framtida avfallshantering*, K-Konsult, Halmstad.
- Naturvårdsverket 1995: Deponering av avfall - allmänna råd. Underlag och överväganden, *Icke publicerad rapport*, 146 pp.
- Nicholson, R. V., Cherry, J. A. och Reardon, E. J. 1983: Migration of Contaminants in Groundwater at a Landfill: A Case Study : 6. Hydrogeochemistry. *Journal of Hydrology* 63, pp. 131-176.
- Nilsson, C.-A. och Ressar, H. 1995: Biogeokemiska kartan, Tungmetaller i bäckvattenväxter, Biogeokemiska kartor i skala 1:1 miljon över området 11-12, E-H, 12-13, G-J. *Sveriges Geologiska Undersökning, Rapport och meddelanden* 78, Uppsala.
- Nilsson, P., Åkesson, M. och Bramryd, T. 1994: Optimerad metangas utvinning genom styrd avfallsuppläggning - Lägesrapport 4, SYSAV Spillepeng. *Renhållningsverks Förening, RVF Rapport 1994:7*, Malmö.
- Ringberg, B. 1984: Beskrivning till jordartskartan Helsingborg SO. *Sveriges geologiska Undersökning Ae 51*, 174pp. Uppsala.
- RVF 1993: Kontrollprogram för avfallsupplag - Manual för utformning av ett användbart kontrollprogram. *Svensk Renhållningsverks-Föreningen, RVF Publikation 93:10*, Malmö.
- SCB 1990: Avfall och Återvinning i kommunalregi 1990. *Statistics Sweden, Statistisk Rapport Nr 28 SM 9201*.
- Seman, P.-O. 1986: Landfill Leachate Attenuation in Soil and Ground Water: II, Laboratory and field experiments of contaminant migration. *Doktorsavhandling, Inst för Kulturteknik, KTH*, 191 pp.
- SNV Meddelande 1982: Lakvatten: karaktär - åtgärder - kontroll. *Statens Naturvårdsverk SNV Meddelande 1982:2*, Stockholm.
- Stegmann, R. och Ehrig, H.-J. 1989: Leachate Production and Quality - results of Landfill Processes and Operation. *Ur: Christensen, T. H., Cossu, R. och Stegmann, R. (eds.). Proceedings Sardinia '89, Second International Landfill Symposium, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italien. CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari*.
- Storhammar, P. 1988: Avfall - art, mängd och sammansättning. Avfallet och miljön. *Statens Naturvårdsverk, SNV Rapport 3483*, Solna.
- Tromby, G., Piepoli, A., Ronen, A., Magaritz, M. och Ezra, D. 1993: Hydrogeological Monitoring at a Landfill: A New Approach. *Ur: Christensen, T. H., Cossu, R. och Stegmann, R. (eds.): Proceedings Sardinia '93, Fourth International Landfill Symposium, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italien, pp. 1333-1344. CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari*.
- Öman, C. 1991: Omvandlingsfaser i ett kommunalt avfallsupplag. *IVL rapport B1017*.

Ordförklaringar

Nedan förklaras vissa av de termer och begrepp som används i texten. Ordförklaringarna är till största delen hämtade från Tekniska Nomenklatur Centralens ordlistor.

abiotisk process - åstadkoms av icke levande organismer

absorption - inträngande och upptagande av ett ämne i det inre av ett annat ämne

adsorption - koncentrering av ett ämne till ytan av en vätska eller fast ämne till följd av adhesion. Fysikalisk adsorption inträffar när lösta ämnen attraheras till de fasta ytorna p.g.a. icke ämnesspecifika krafter. Denna process är i allmänhet snabb, reversibel och relativt oberoende av temperaturen. Kemisk adsorption innebär en specifik bindning med hög affinitet liknande en vanlig kemisk bindning. Denna process är långsam, delvis irreversibel, beroende av koncentrationen och ofta starkt temperaturberoende.

adhesion - kroppars sammanhållning genom attraktion i beröringsytor

aerob - process eller organism som fordrar tillgång till fritt syre

affinitet - ett ämnes benägenhet att reagera, ju högra affinitet ju större benägenhet har ämnet att reagera

akvifer - geologisk bildning med grundvatten som kan utvinnas i användbar mängd

anaerob - process eller organism som fordrar frånvaro av fritt syre

anjoner - negativa joner

attenuation - minskning i koncentration, densitet eller effektivitet

BOD - Biological Oxygen Demand, anger förbrukning av syre vid biokemisk oxidation av ämnen i vatten under specificerade förhållanden, anges i mg O₂/l

COD - Chemical Oxygen Demand, anger förbrukning av syre vid kemisk oxidation av ämnen i vatten under specificerade förhållanden, anges i mg O₂/l

exoterm - process där temperaturen stiger om värme inte bortförs, d.v.s. produkterna har lägre entalpi än utgångsämnen

dispersion - används här i betydelsen spridning. Dispersion är ett samlingsbegrepp för olika processer som orsakar en blandning av lösta ämnen i strömmande vatten.

fakultativa bakterier - bakterier som kan växa både i närvaro och i frånvaro av syre

fermentation - jäsning, en form av andning som inte kräver syre

fällning och medfällning - är strikt sett inte sorptionsprocesser men ger samma effekter; lösta ämnen binds vid fasta ytor. Fällning sker när ett ämne i lösning blir övermättad med avseende på dess löslighet. Medfällning innebär att ett löst ämne inkorporeras i samband med att ett annat ämne med lägre löslighet fälls ut. Medfällning kan effektivt ta bort ämnen från lösning.

hydraulisk gradient - grundvattennivåns ändring per längdenhet längs grundvattnets flödesbana

hydraulisk konduktivitet - grundvattnets hastighet, uttryckt som flödet per tidsenhet genom en enhetsyta vinkelrätt mot flödesriktningen under gradienten ett, med hänsynstagande till vätskans egenskaper, uttrycks i m/s

hydrogeologi - gren av geologin som behandlar vattnets uppträdande under markytan

jonbyte - kemisk process omfattande reversibelt byte av joner mellan en lösning och ett fast eller flytande ämne

katjoner - positiva joner

KMnO₄-förbrukning - mått på halten av organiska ämnen som i regel utgörs av normala humusämnen, uttrycks i mg/l

komplexbildning - sammanbindning av enklare atomgrupper och atomer. D.v.s. en metallisk katjon reagerar med en organisk eller oorganisk komplexbildare.

kovarians - visar hur par av variabler varierar runt ett gemensamt medelvärde. Används när man vill avgöra förhållandet mellan två datamängder för att se sambanden de emellan.

medianvärde - mittvärde, medianen av ett antal mätvärden får man genom att ordna sina mätvärden efter stigande värde och ta värdet på den mittersta, om antalet mätvärden är ett udda tal. Om antalet mätvärden är ett jämt tal delar man summan av de två mellersta mätvärdena med två.

redoxpotential - ett mått på en lösnings oxiderande förmåga. En lösning med stor oxidationsförmåga har hög redoxpotential

sorption - termen används när man ej kan avgöra om absorption eller adsorption föreligger. Sorption är benämningen på en hel grupp av processer som innebär att lösta ämnen attraheras till fasta ytor och fastnar där. Effekten är att halten av de

aktuella ämnena minskar i vattenfasen. De olika processer som resulterar i sorption kan delas in i fysikalisk adsorption, kemisk adsorption och fällning.

standardavvikelse - mått på en mängd värdens spridning kring ett medelvärde

TOC - Total Oxygen Carbon, halten organiskt material som bestäms genom att mäta mängden koldioxid vid förbränning av ett prov, anges i mg/l

viskositet - en vätskas inre friktion, egenskap hos en lösning eller vätska som innebär motstånd mot flöde

Nederbörd och avrinning, 9101-9412

Avrinning, mm

Nederbörd, mm

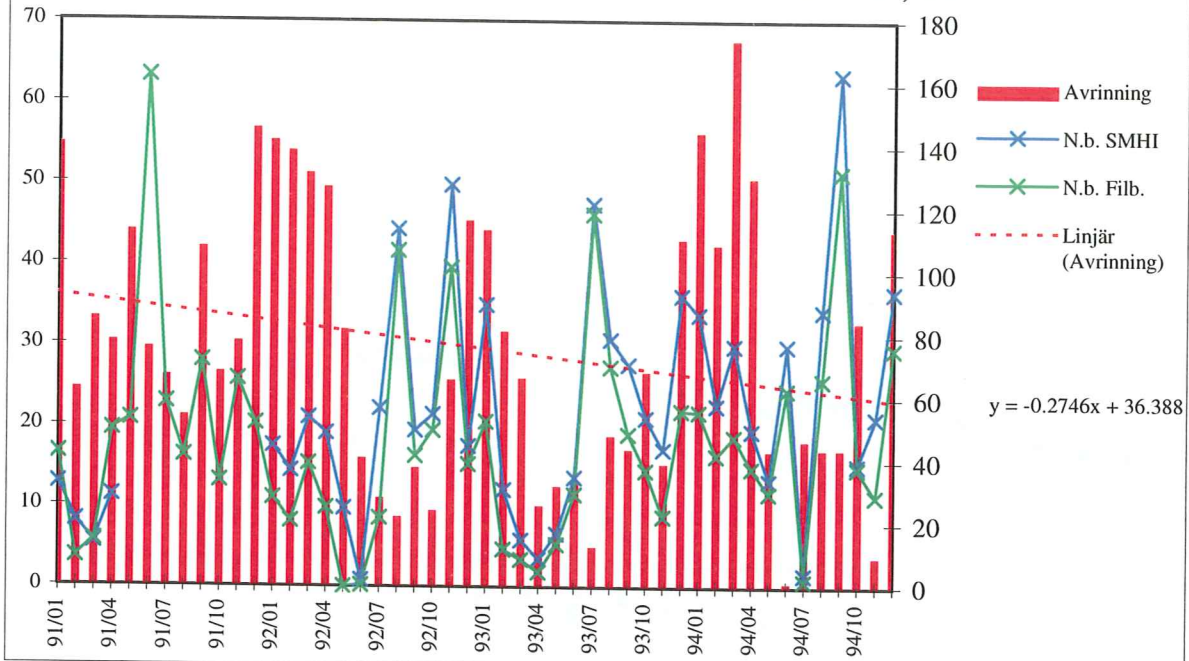


Diagram 1. Lakvattenavrinningen från Filborna plottad med nederbörden uppmätt både vid Filbornas egen mätstation och SMHI:s station i Helsingborg. Trendlinjen för avrinningen visar att avrinningen har minskat under åren 1991-1994.

Avrinningen och framskjuten nederbörd, 9101-9412

Avrinning, mm

Nederbörd, mm

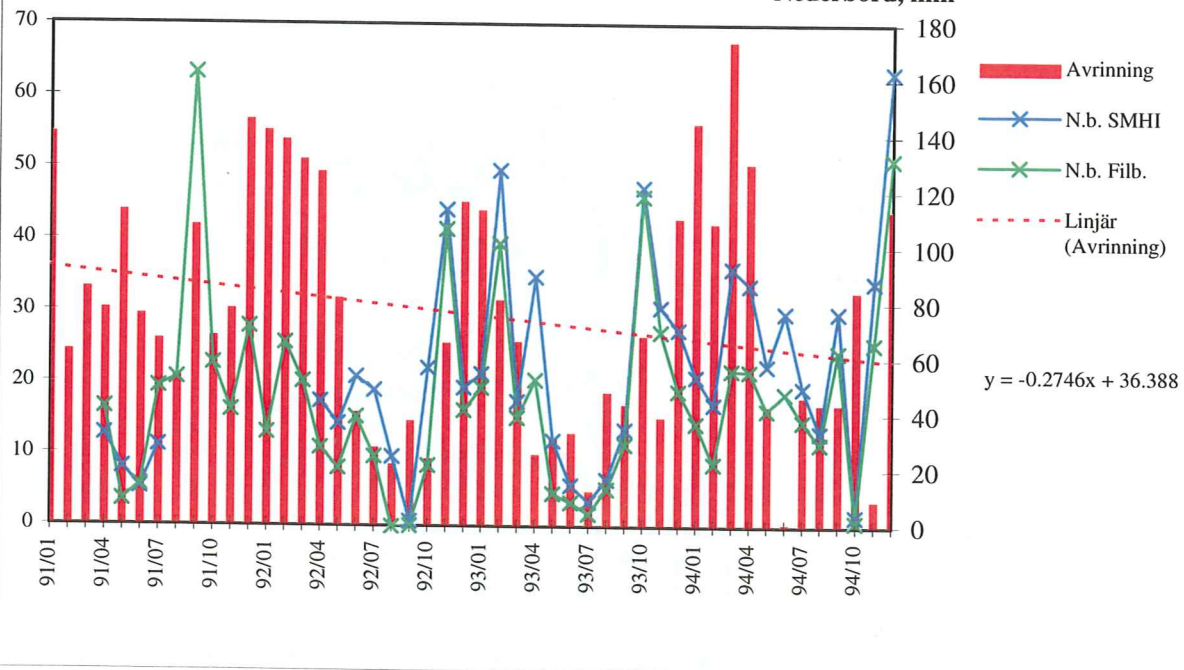


Diagram 2. Avrinningen är här plottad med en tre månader framskjuten nederbörd för att visa sambandet mellan nederbörden och lakvattenavrinningen.

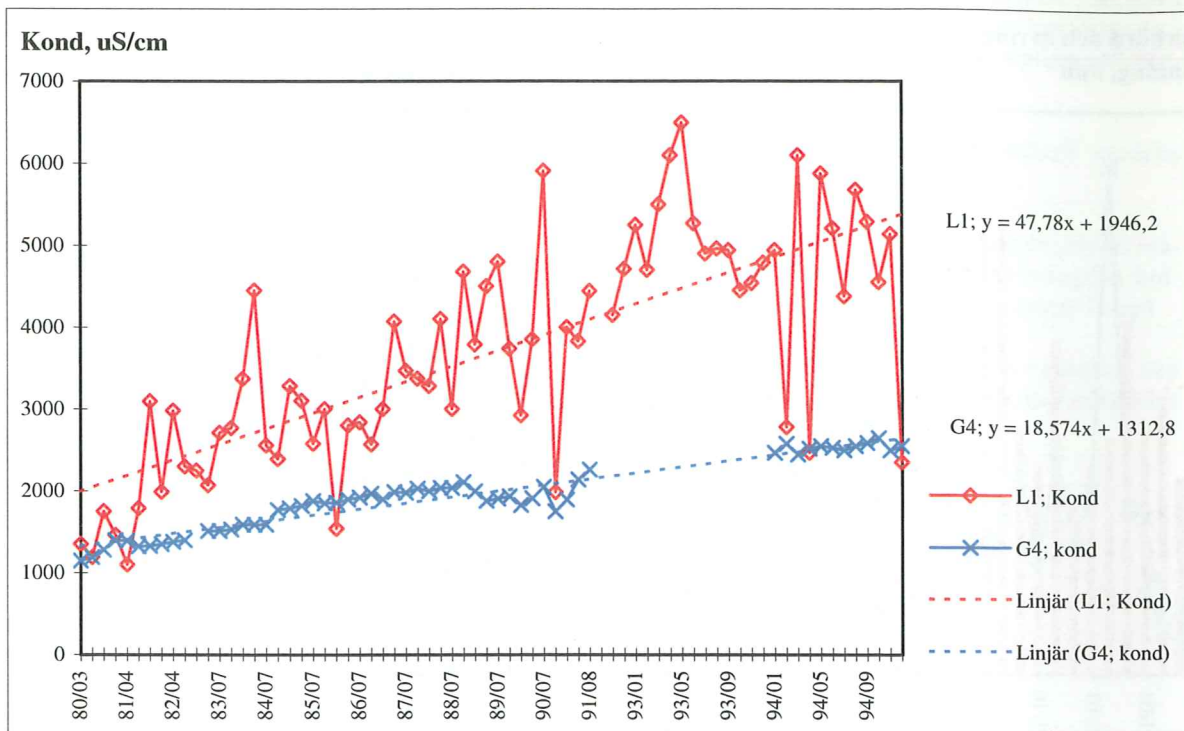


Diagram 3. Konduktiviteten i grundvattenrör G4 och vid lakvattenstation L1 plottade mot tiden. Konduktiviteten i G4 och L1 ökar linjärt med tiden, vilket framgår av trendlinjerna. Detta innebär att grundvattnet i G4 påverkas av lakvatten från upplaget.

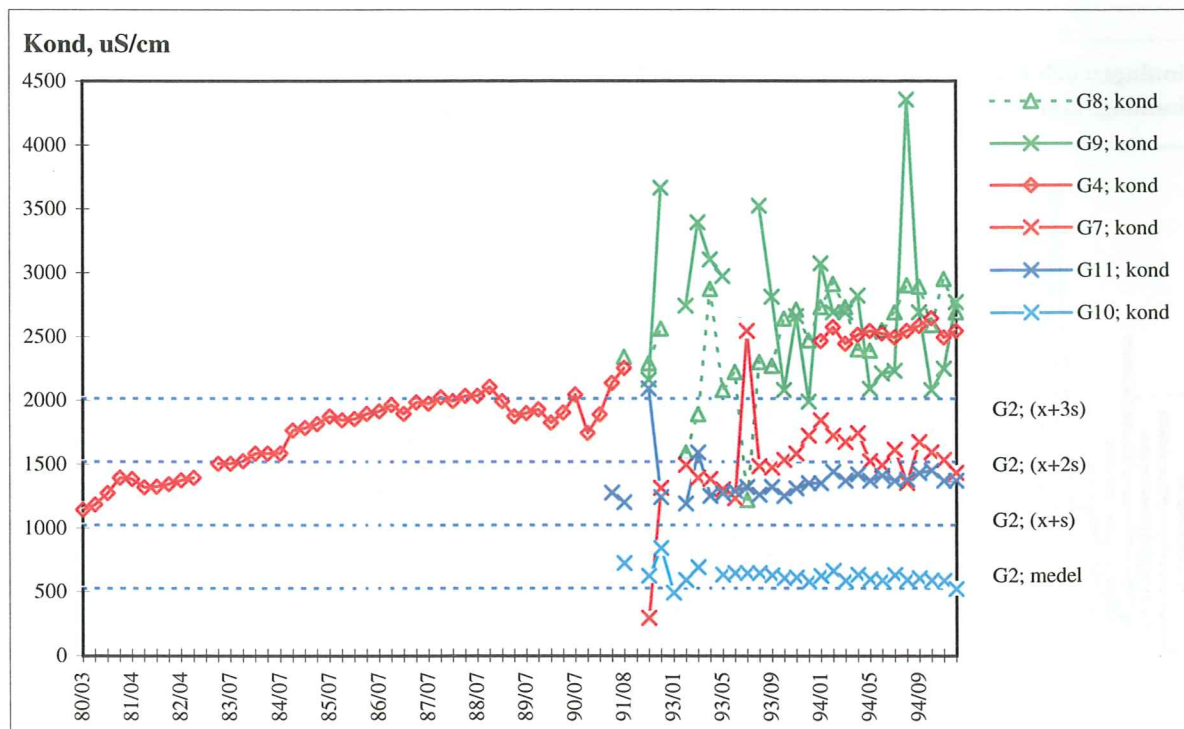


Diagram 4. Konduktiviteten i samtliga grundvattenrör utom G2 plottade mot tiden. Medelvärde för konduktiviteten i G2 är inlagt som en rät linje, liksom medelvärdet (x) plus en, två och tre standardavvikelse (s) av konduktiviteten i G2. Alla grundvattenrör utom G10 uppvisar en påverkan av lakvatten.

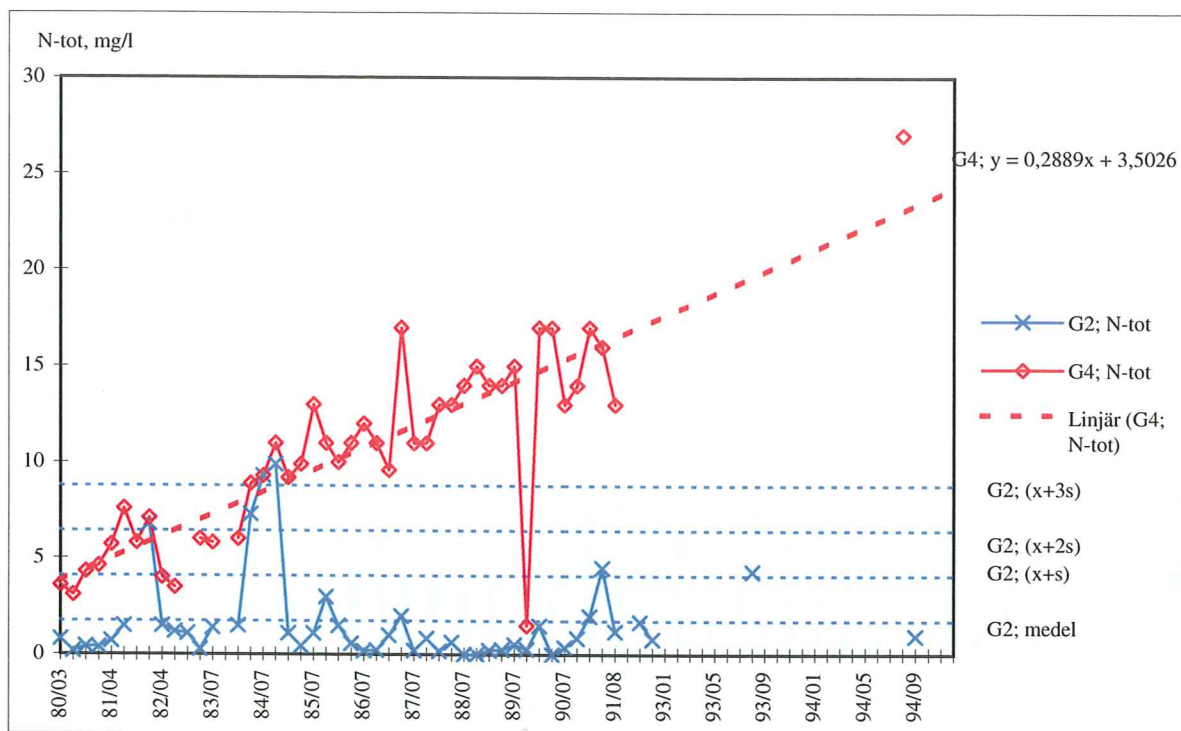


Diagram 5. Totalkvävehalterna i G2 och G4 plottade mot tiden. Medelvärdet av totalkvävehalten i G2 är inlagt som en rät linje, liksom linjerna för medelvärde plus standardavvikelse. Halterna i G4 stiger linjärt med tiden, vilket indikerar en påverkan av lakvatten på grundvattent i G4.

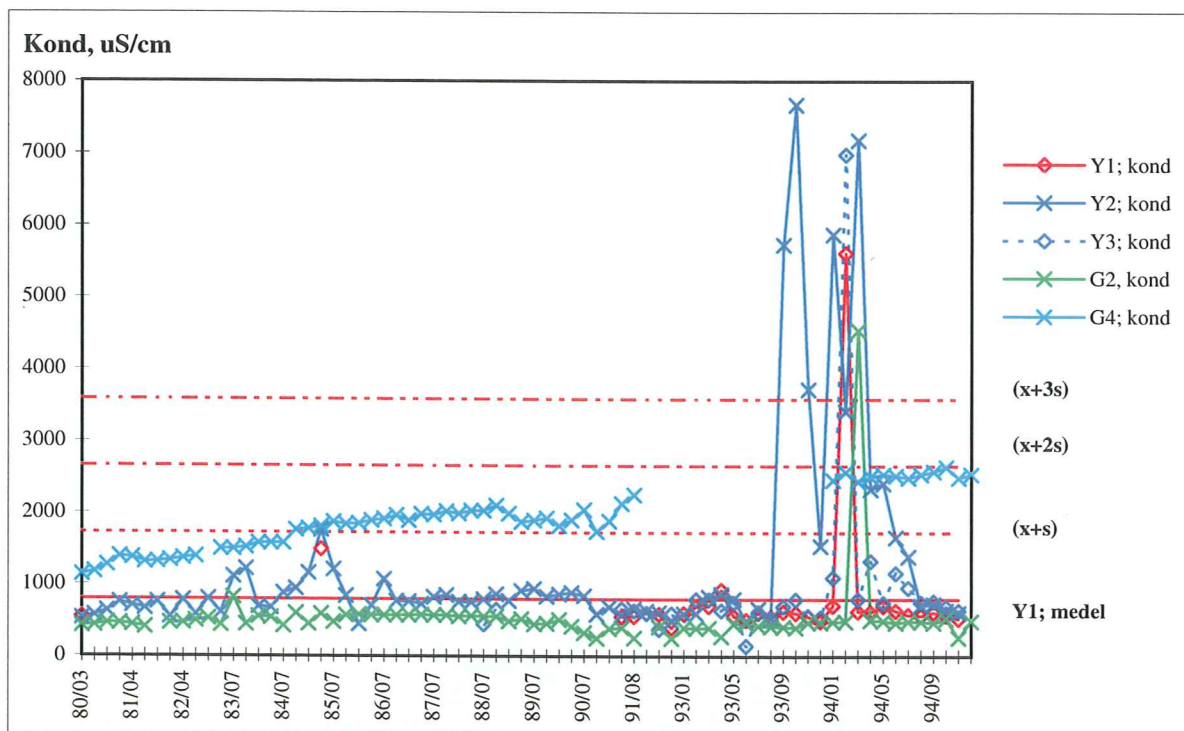


Diagram 6. Konduktiviteten i ytvattent uppströms (Y1) och nedströms (Y2 och Y3) avfallsupplaget (Fig. 10). Konduktiviteten i G2 och G4 har lagts in för att belysa förhållandet till ett mindre (G2) respektive mer (G4) påverkat grundvattent. Medelvärdet och medelvärdet plus standardavvikelse för uppströmsytvattent (Y1) är inlagda som räta linjer.

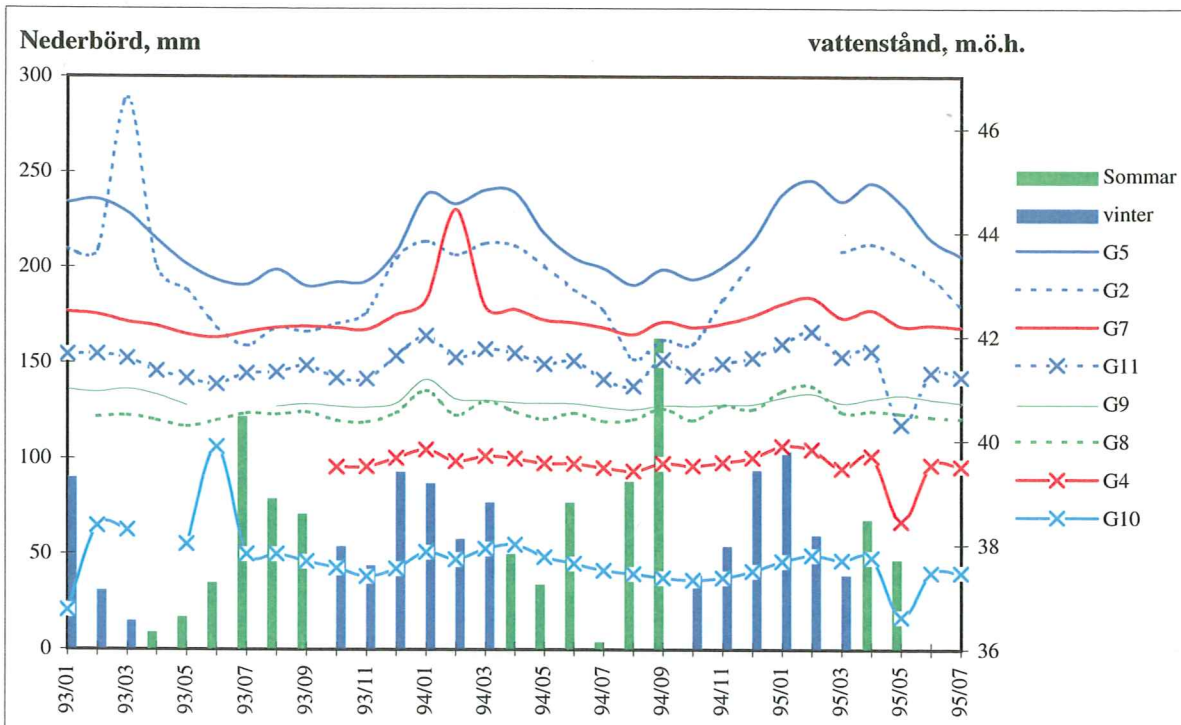


Diagram 7. Vattenståndsmätningar i grundvattenrör G2, G4, G5, G7-G11 samt nederbördsdata från SMHI. Eftersom det är så många rör har ledenden lagts i den ordning de uppträder i diagrammet. Lägst grundvattennivå har G10 som ligger i moränlera. G2 och G5 ligger i opåverkat grundvatten öster om grundvattendelaren. Dessa rör uppvisar den starkaste säsongsbundna variationen med högre vattenstånd under vinterhalvåret.

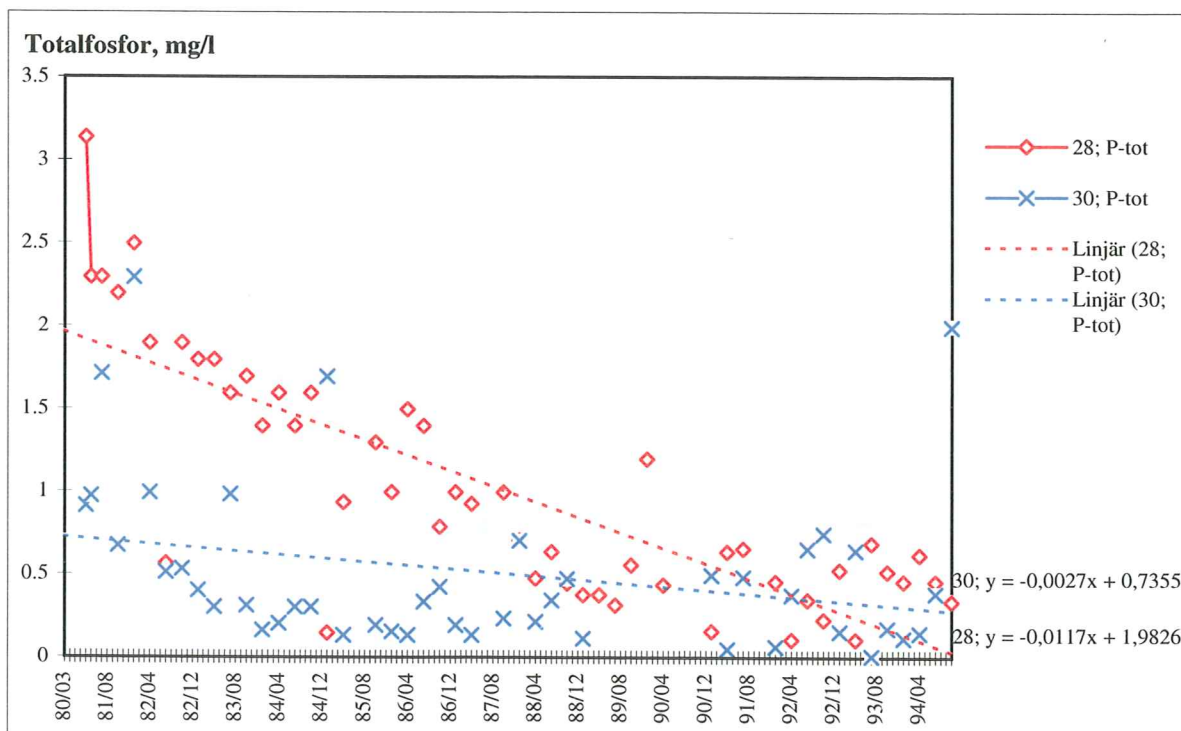


Diagram 8. Fosforhalten i observatornrör 29 och 30 vid Rönneholms avfallsupplag samt trendlinjer för perioden 1981-1994.

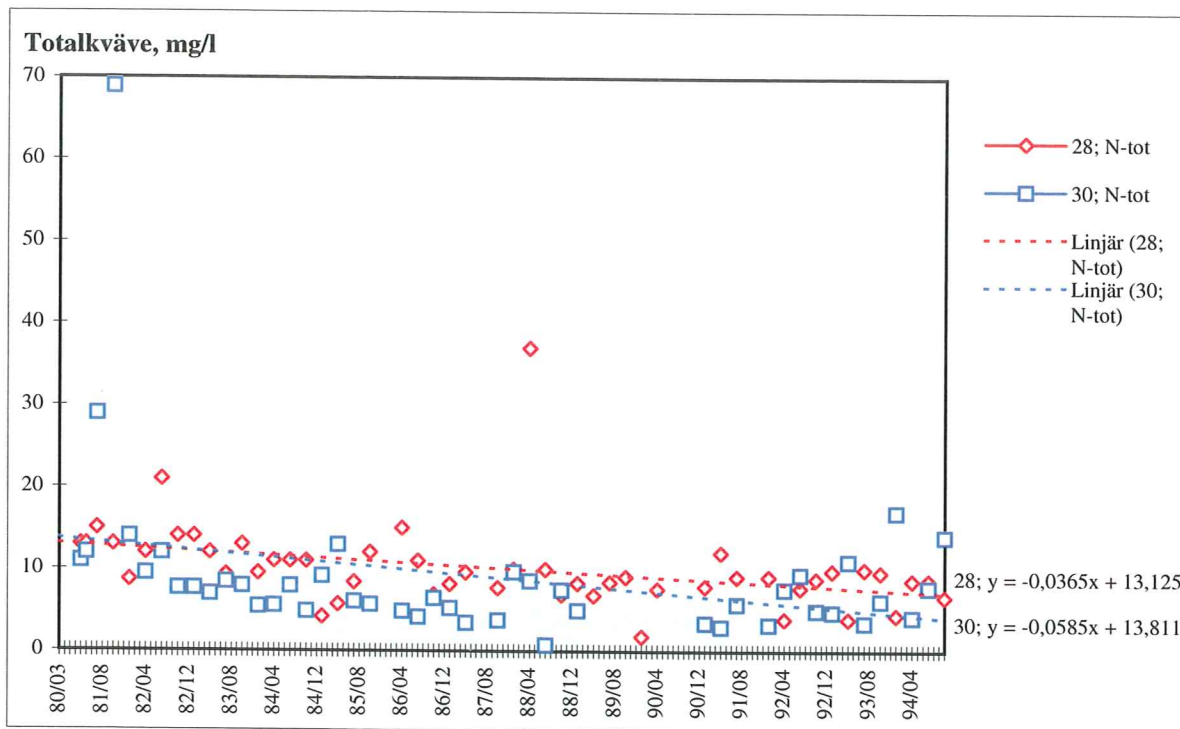


Diagram 9. Totalkvävehalten i observationsrör 28 och 30 vid Rönneholms avfallsupplag samt trendlinjer för perioden 1981-1994.

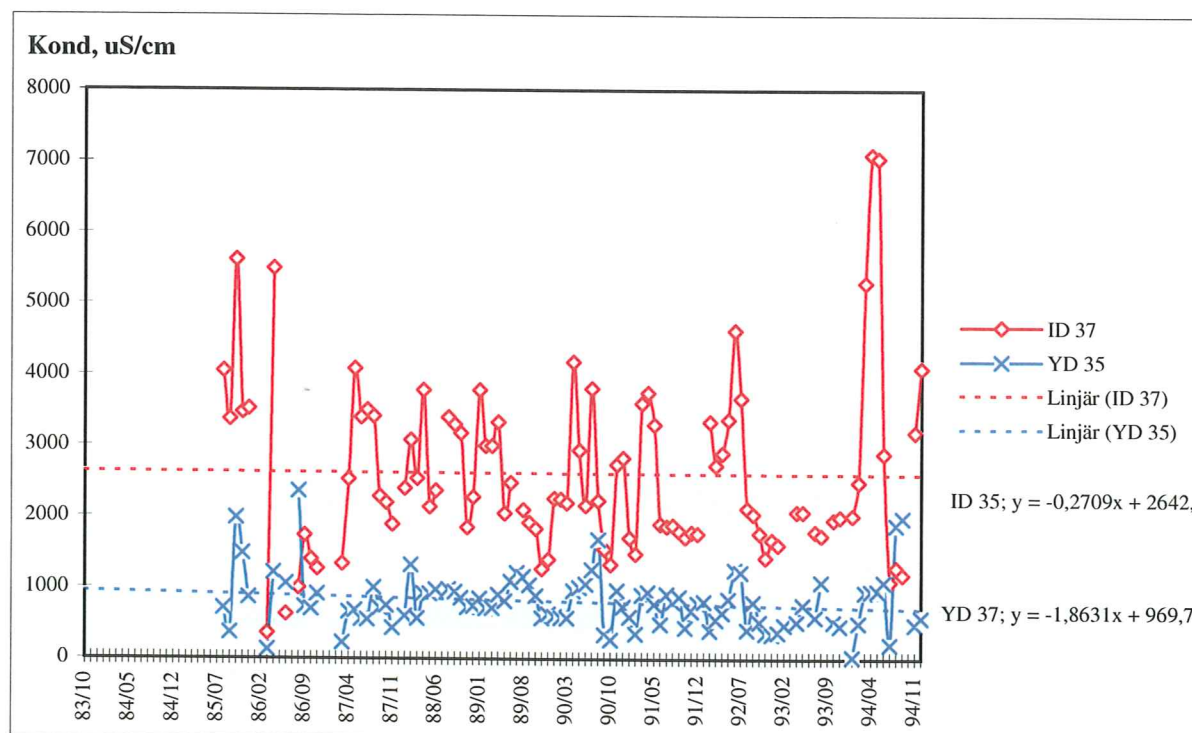


Diagram 10. konduktiviteten i yttre diket (YD 35) och det inre diket (ID 37) väster om upplaget (Fig. 11a). Det inre diket är dränerande för upplaget och skall vara avskärmande för lakvatten från upplaget. Att konduktiviteten är mycket lägre i det yttre diket kan bero på att avskärningen fungerar.

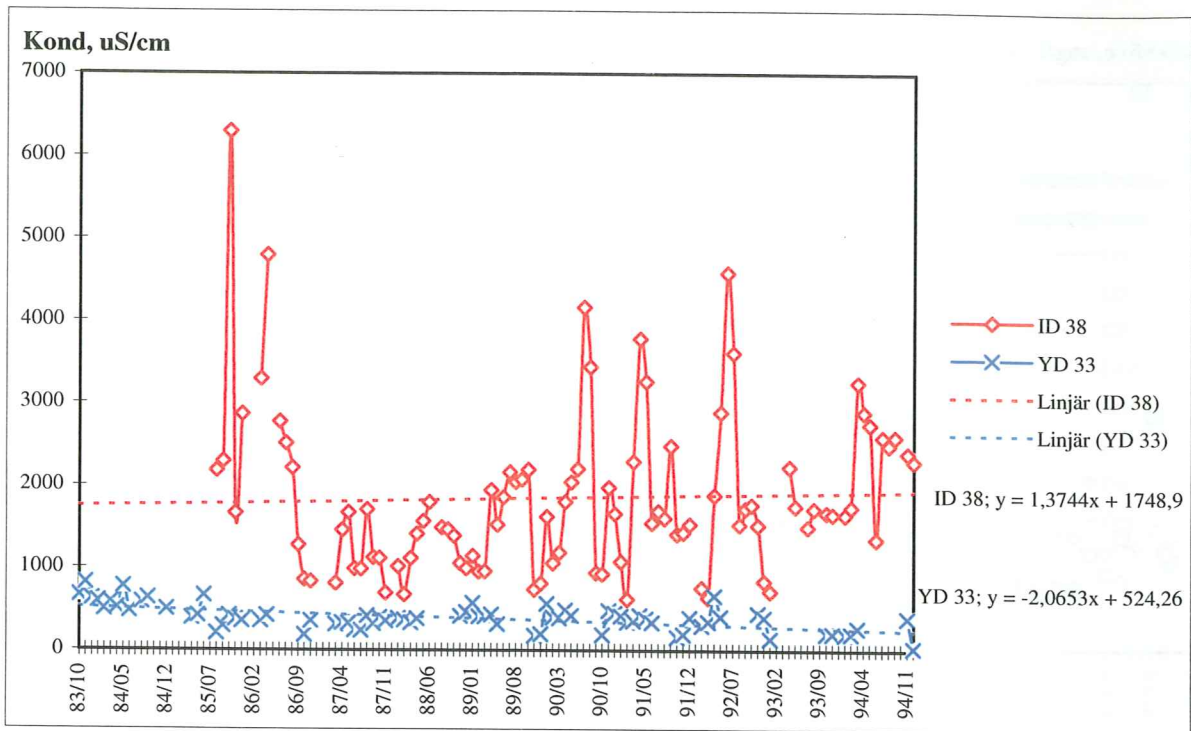


Diagram 11. Konduktiviteten i yttre diket (YD 33) och det inre diekt (ID 38) norr om upplaget (Fig. 11a). Konduktiviteten är mycket lägre i det yttre diket jämfört med det inre, vilket kan bero på den avskärmande funktionen hos det inre diket.

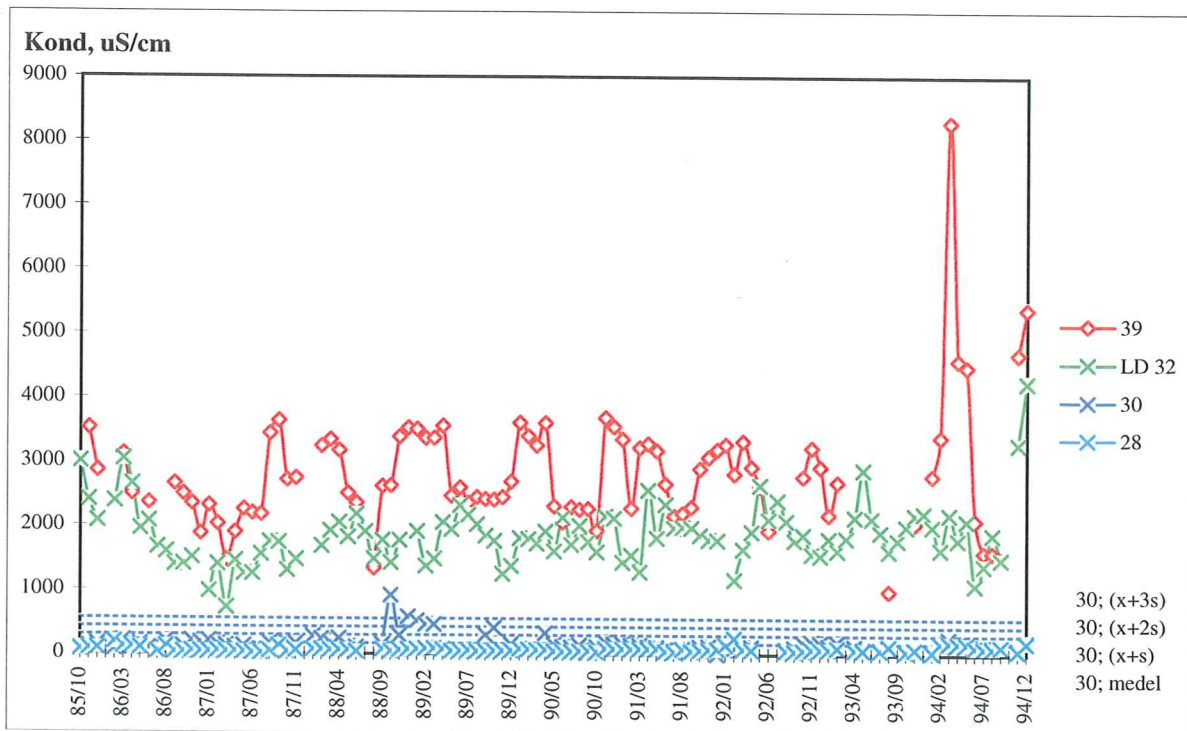


Diagram 12. Konduktiviteten i obs.rör 28, 30 och 39 samt lakvattendammen plottad mot tiden. Obs.rör 39 ligger i slänten till lakvattenmagasinet (Fig. 11a) och den påverkan på grundvattnet som indikeras i obs.rör 39 kan bero på läckage från lakvattenmagasinet till omgivningen. I diagrammet är medelvärdet för obs.rör 30 samt medelvärde plus standardavvikelse inlagda som räta linjer för att ge en bild av bakgrundsvärdena av konduktiviteten.

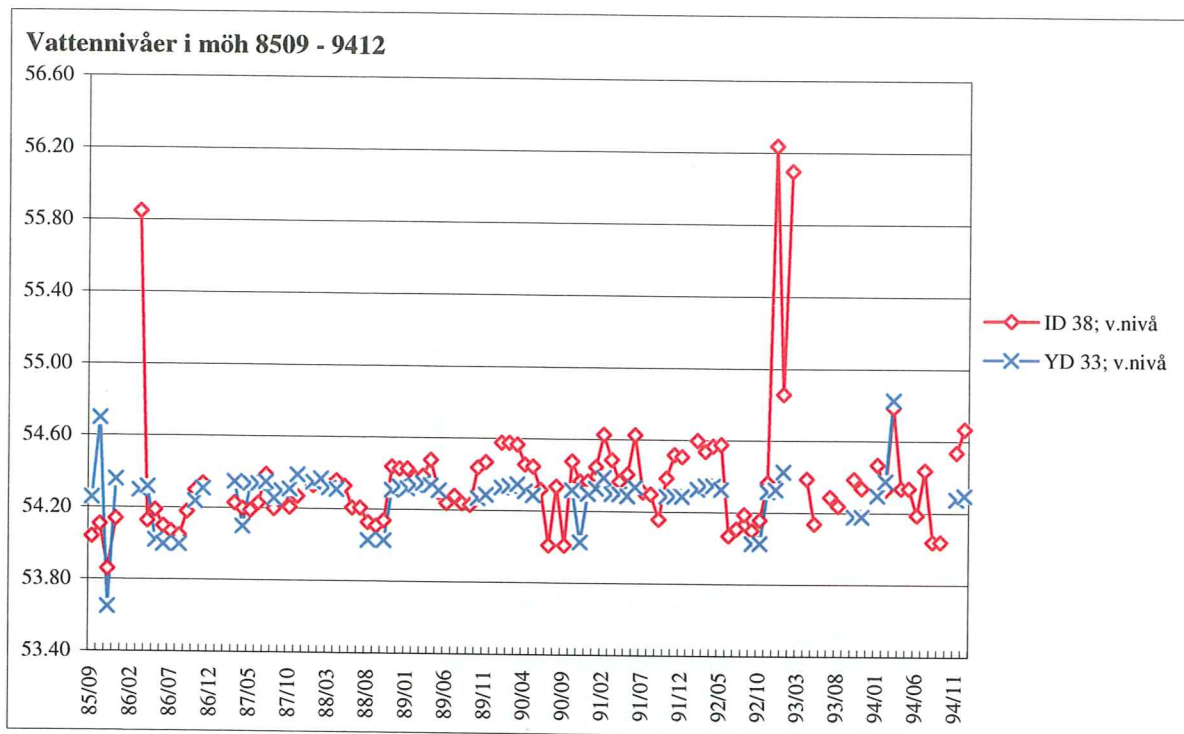


Diagram 13. Vattennivåer i det yttre och inre diket norr om upplaget. Notera att vattennivåerna i det inre diket ofta ligger över vattennivåerna i det yttre diket, vilket leder till ett flöde från det inre diket till det yttre av förorenat vatten.

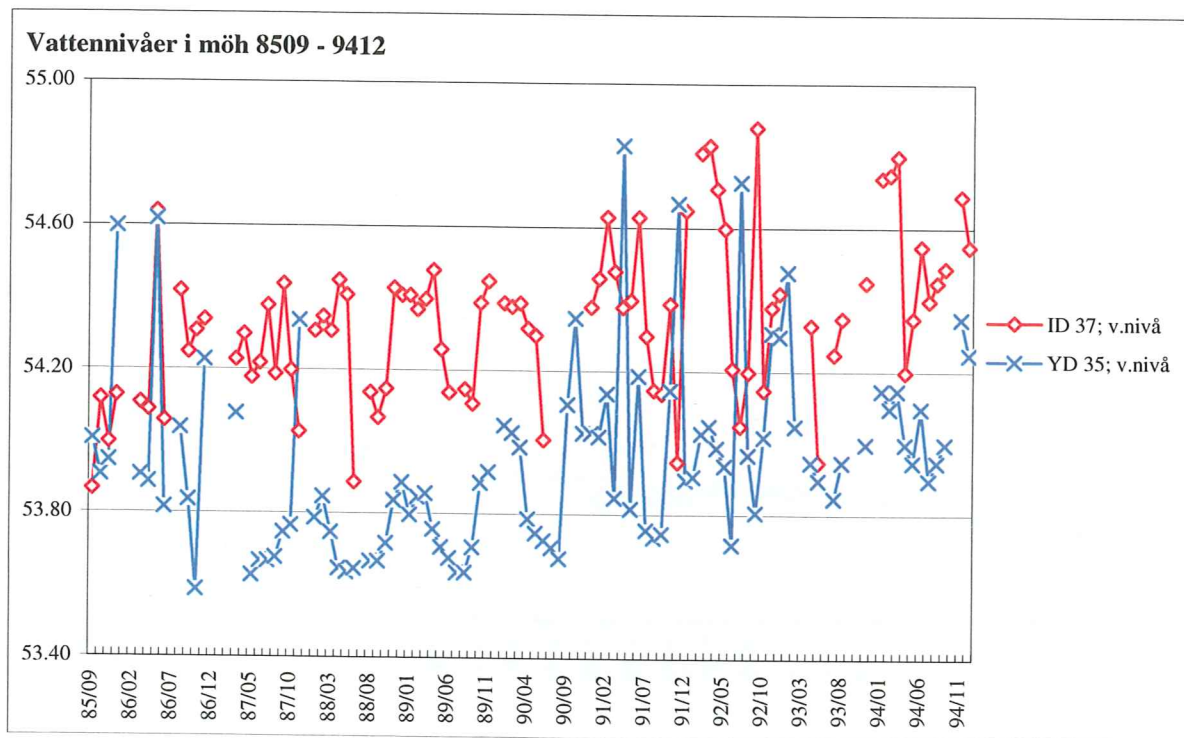


Diagram 14. Vattennivåer i det yttre och inre diket väster om upplaget. Notera att vattennivåerna i det inre diket ofta ligger över vattennivåerna i det yttre, vilket leder till ett flöde från det inre till det yttre diket av förorenat vatten.

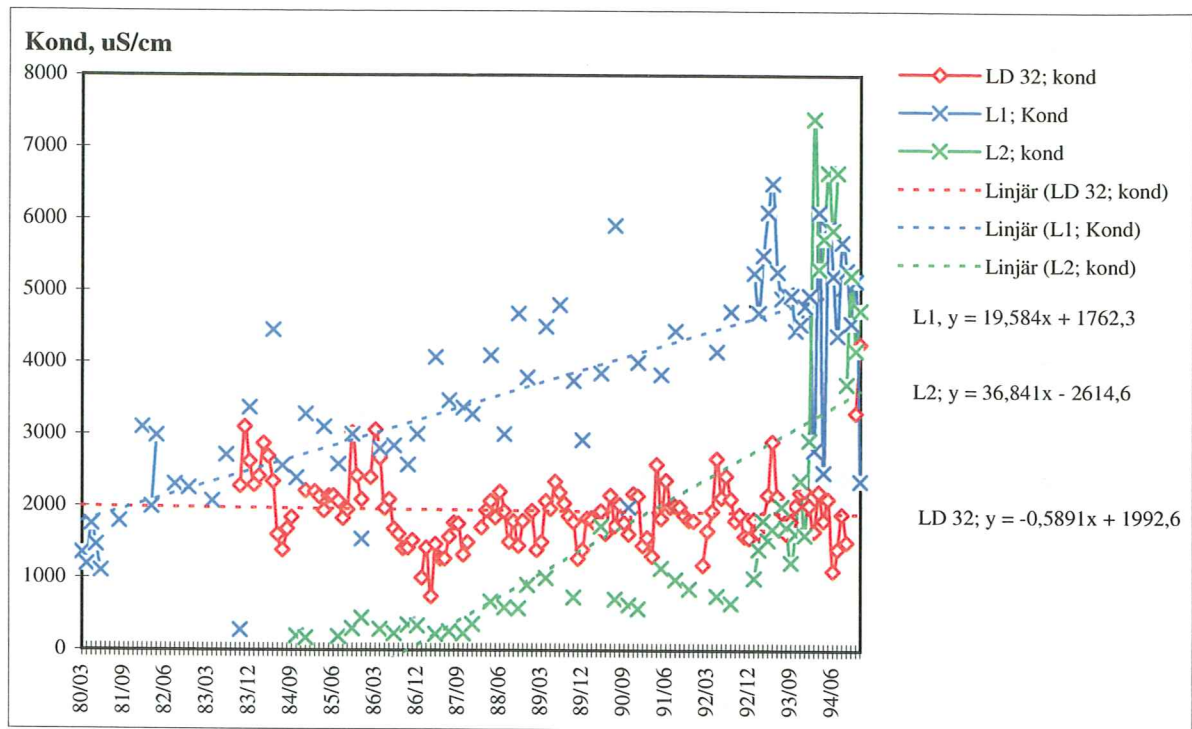


Diagram 15. Konduktiviteten i lakvattendammen (LD 32) vid Rönneholms avfallsupplag och vid lakvattenstationerna L1 och L2 vid Filborna avfallsupplag plottade mot tiden.

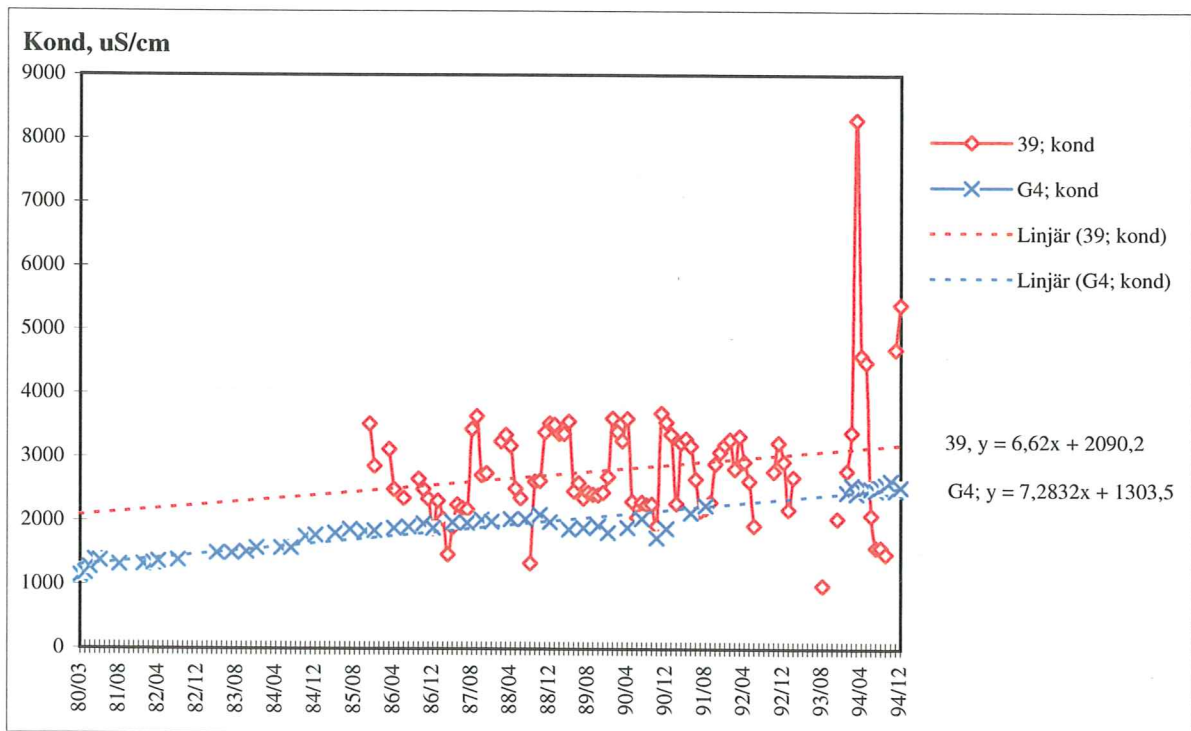


Diagram 16. En jämförelse av konduktiviteten i grundvattenrör G4 vid Filborna avfallsupplag med obs.rör 39 vid Rönneholms avfallsupplag. Trots att obs.rör 39 ligger intill ett lakvattenmagasin och G4 ett stycke från upplaget uppvisar de ungefär samma trend.

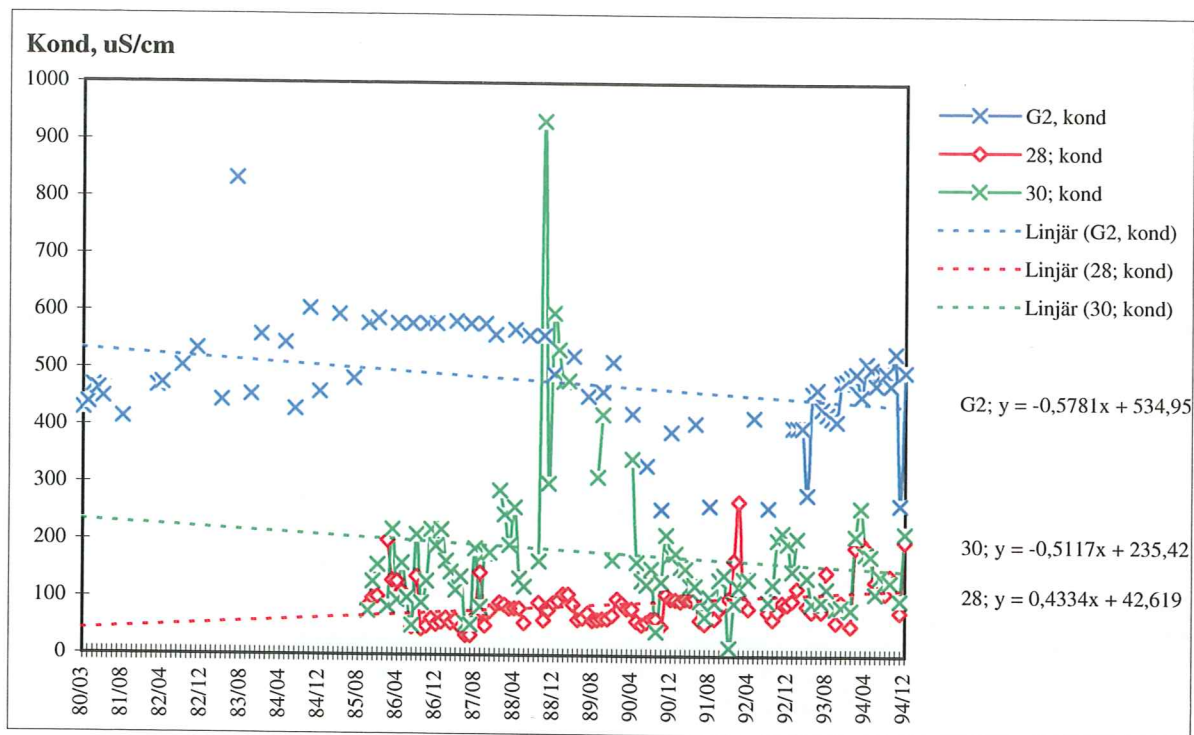


Diagram 17. En jämförelse av konduktiviteten i grundvattenrör G2 vid Filborna avfallsupplag med obs.rören 28 och 30 vid Rönneholms avfallsupplag. Halterna i G2 överstiger halterna i obs.rören 28 och 30. En observation på 4 550 uS/cm i G2 har tagits bort för att förtydliga diagrammet.

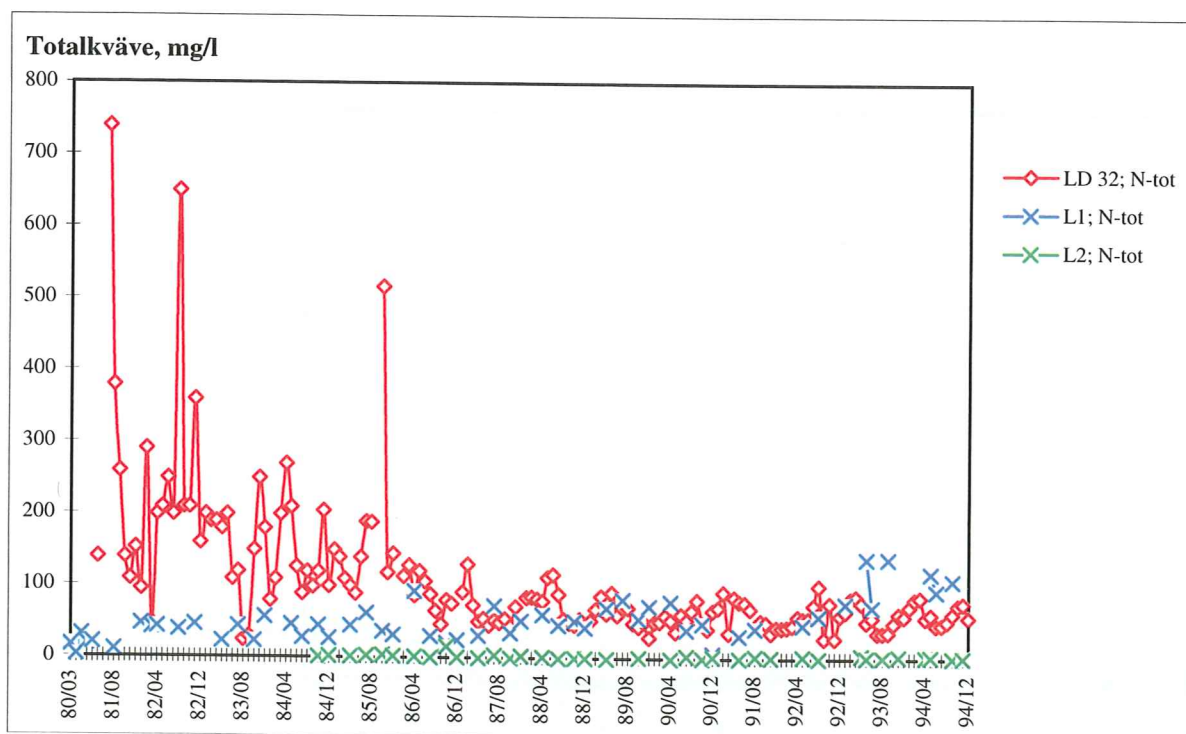


Diagram 18. Lakvattnet vid Rönneholms avfallsupplag har en mycket högre kvävehalt än Filbornas lakvatten. Detta kan bero på att mossen genererar en del kväve.

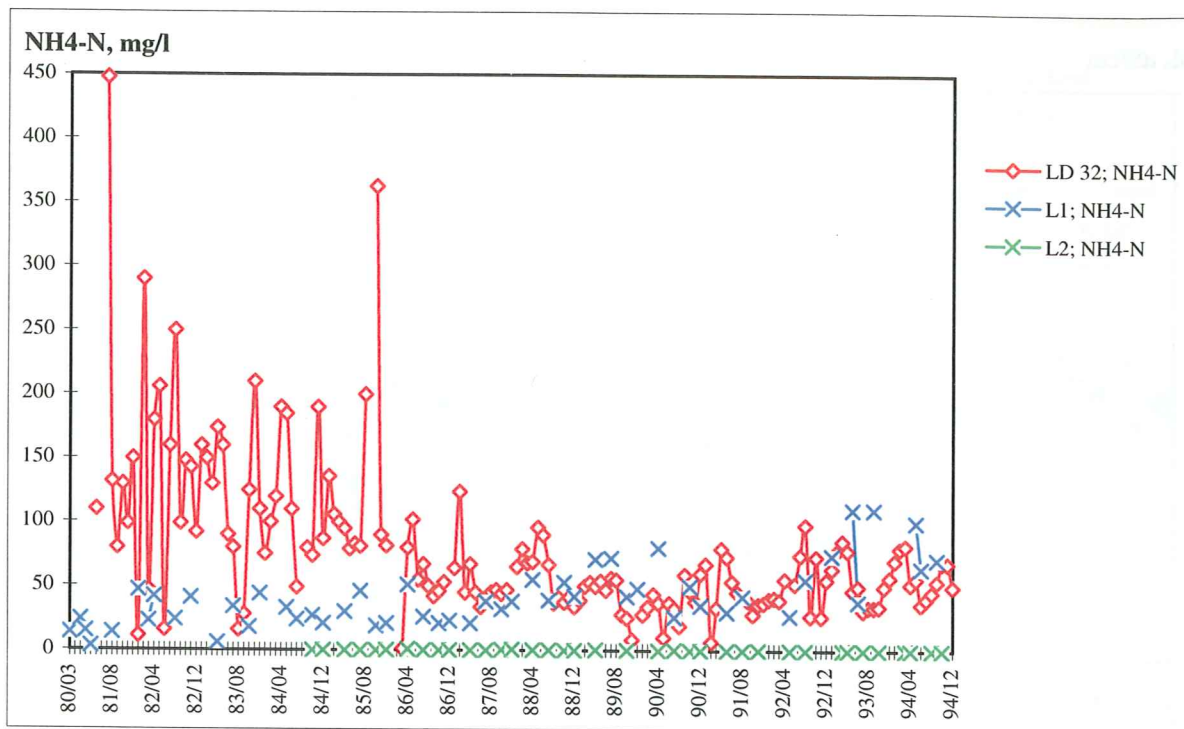


Diagram 19. Även om ammoniumhalterna har minskat i Rönneholms lakvatten sedan bevattning med lakvatten började i mitten av åttiotalet överstiger koncentrationerna de i Filbornas lakvatten. Sedan bevattningen startat har ammoniumhalterna minskat medan nitratkvävekoncentrationerna ökat i lakvattnet vid Rönneholms avfallsupplag, vilket visas i Diagram 20.

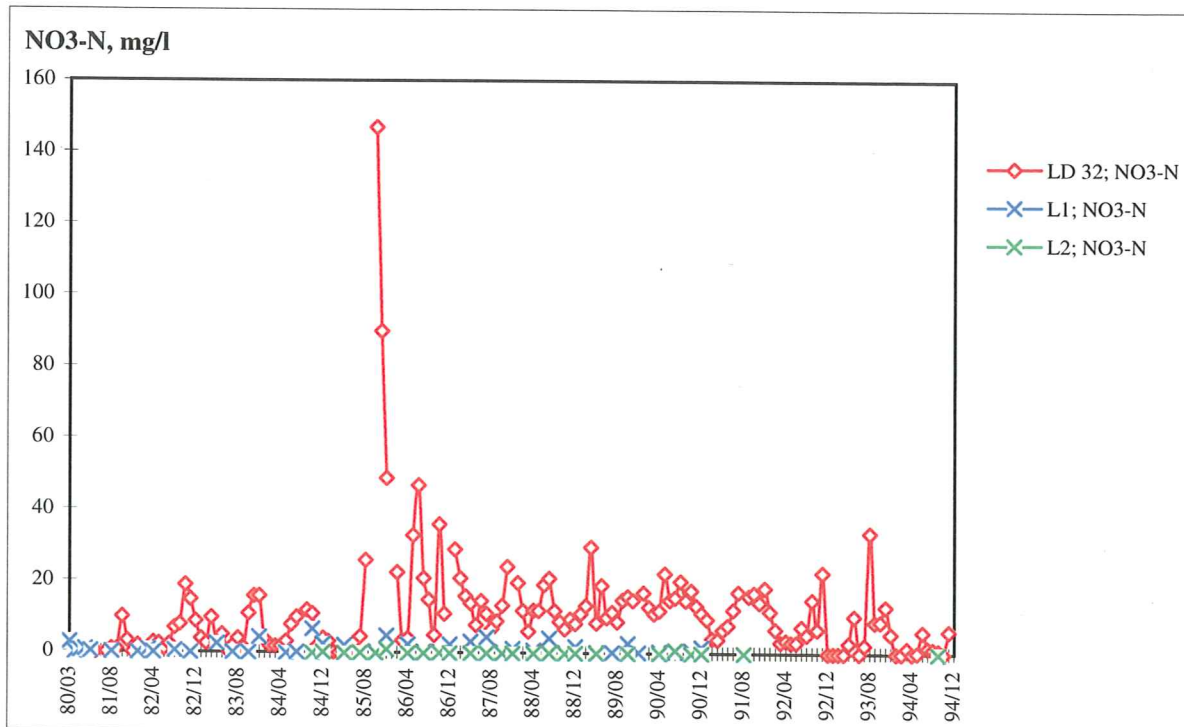


Diagram 20. Sedan bevattningen startat har ammoniumkvävehalterna minskat medan nitratkvävehalterna har ökat i lakvattnet vid Rönneholms avfallsupplag. Halterna i lakvattnet från Rönneholm överstiger halterna i lakvattnet från Filborna.

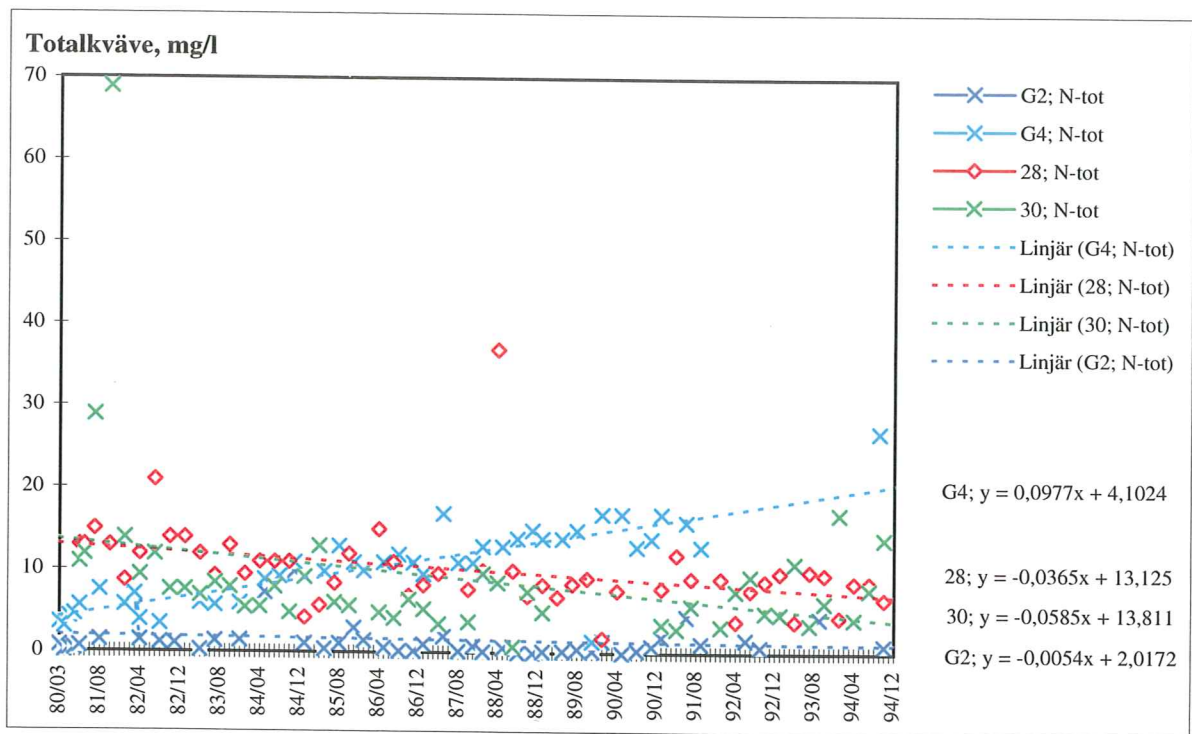


Diagram 21. Trots att lakvattnet vid Rönneholm innehåller mer kväve än lakvattnet från Filborna är halterna i G4 högre än i obs.rören 28 och 30. Från obs.rör 39 finns inga mätningar av kväve men misstanken är att det i detta obs.rör finns en liknande ökande trend som uppvisas i G4. Däremot ligger bakgrundsvärdet av kväve lägre vid Filborna än vid Rönneholms avfallsupplag, vilket visas i Diagram 22.

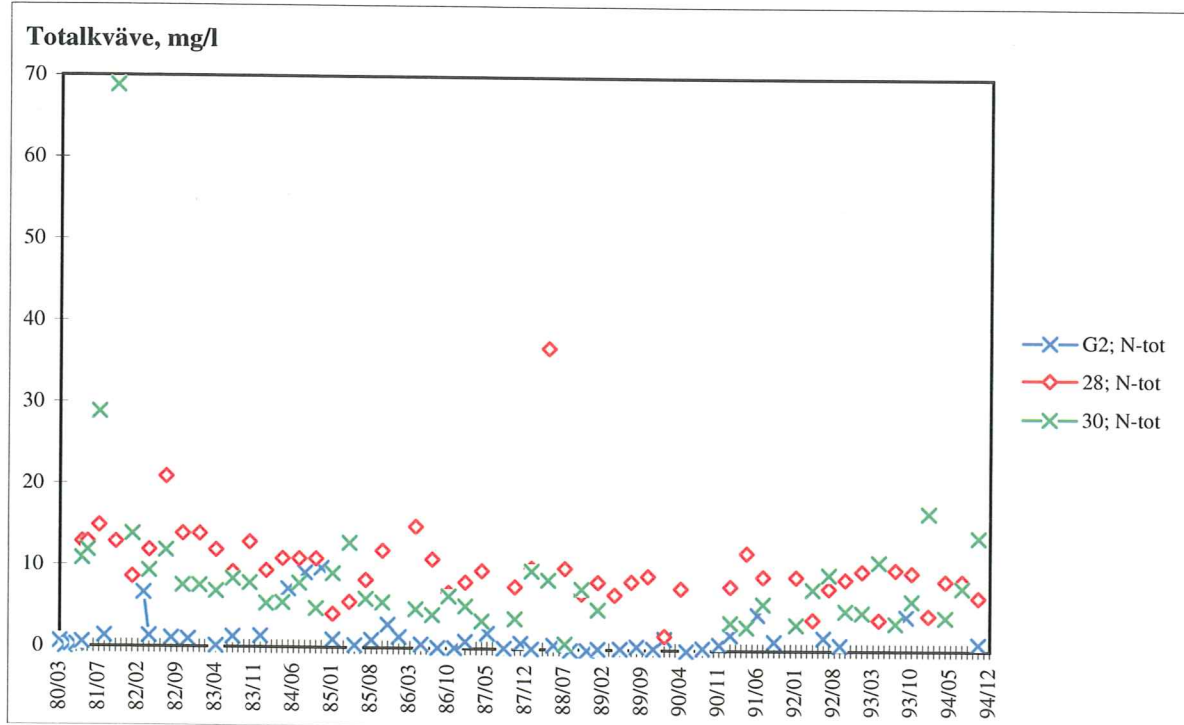


Diagram 22. En jämförelse av bakgrundsvärdena av kväve mellan Filborna avfallsupplag och Rönneholms avfallsupplag (G2 respektive obs.rören 28 och 30). De högre värdena vid Rönneholms avfallsupplag kan bero på att mossen genererar en hel del kväve.

Sammanställning

av medelvärden på lakvattnets sammansättning efter klimatologisk indelning

Område I; inre Norrland

Område II; Norrlands kustland, västra Svealand och nordvästra Götaland

Område III; östra Svealand och östra Götaland

Medelvärden (mv) på lakvattensammansättning indelad efter klimatzoner. (mg/l om inget annat anges). Statistisk säkerställd skillnad redovisas också mellan områdena I-III och II-III.

Område I; inre Norrland

Område II; Norrlands kustland, västra Svealand och nordvästra Götaland

Område III; östra Svealand och östra Götaland (efter Kulander 1990)

parametrar:	samtliga		Omr. I		Omr. II		Omr. III		stat. skillnad I-III	säkerst. mellan II-III
	medel-värde	antal värden	medel-värde	antal värden	medel-värde	antal värden	medel-värde	antal värden		
susp	297	21			0	1	312	20		
färg	327	210			379	79	296	131		X
kond (mS/m)	304	456	292	16	232	145	341	292		X
grumlig FTU	152	6					152	6		
syre	2,8	125			7,1	2	2,7	123		
pH	7,1	543	7,6	17	7,2	140	7,1	383	X	
BOD7	244	357	34	11	510	81	158	263	X	X
COD	650	184	579	14	925	99	268	69	X	X
perm	432	220			460	93	410	127		
N-tot	91	376	51	7	117	96	83	272	X	X
NH4	58	204			92	109	18	93		X
NH4-N	43	83	79	179			37	65	X	
NO2	1,15	68			3	11	0,8	57		
NO2-N	30	63			9,5	6	32	56		
NO3	11,9	114			9,6	40	13	72		
NO3-N	1,9	68	8,7	10			0,75	52		X
NO2NO3-N	0,52	34	0,25	6	0,18	6	0,58	28		
PO42-	0,1	8			0,1	1	0,1	7		
P-tot	1,7	389	0,71	9	3	124	1,2	255		
Al	1,5	16			0,1	1	1,6	15		
Fe	20	129	7,7	8	13	39	25	81	X	X
Mn	3,3	104	8	3	2	39	3,8	61		
Ca	74	10	188	3			26	7	X	
hårdhet (mmD/l)	105	16			187	9	0,65	7		X
Cl	270	162	520	18	302	64	176	77	X	X
HCO3-	619	28	985	3	11	9	891	161		X
SO4	113	36			184	20	26	15		
F	0,45	2			5	1	4	1		X
CN-tot (ug/l)	18	19			0,01	1	26	15		
As	0,13	129			0,18	80	0,057	49		
Co	0,041	47			0,13	2	0,038	44		
Zn	0,29	176	0,143	16	0,56	48	0,19	111		X
Cu	0,038	175	0,018	10	0,04	60	0,039	105	X	
Cr-tot	0,05	204	0,035	8	0,062	91	0,041	105		X
Pb	0,12	116			0,031	5	0,13	111		
Cd (ug/l)	126	181	0,03	2	150	107	19	18		X
Ni	0,051	91			0,059	14	0,049	77		
Hg-tot (ug/l)	3,1	161	0,233	13	0,88	82	5,8	75	X	
olja	1,8	84			0,13	6	2	77		
fenol (ug/l)	135	155			190	96	46	59		X
PCB (ug/l)	22	51			0,18	6	26	44		X
DDT (ug/l)	2	10					2	10		
tot-B22 (B/ml)	8 030	43			6 350	2	8 112	41		
tot-B35 (B/100ml)										
tot-Col (B/100ml)	30 032	140			4 050	26	39 958	114		X
Stab-Col (B/100ml)	3 524	164			437	25	4 079	139		X

Schema

för mätning och provtagningar vid Filborna avfallsupplag
enligt kontrollprogram fastställt av länsstyrelsen 1995-03-23

Provtagningsschema för
Filborna avfallsupplag

		Temp	Färg	Kond	pH	O2	BOD7	TOC	NH4	NO2
Grundvatten- rör	1/mån	X		X	X					
	1/år	X	X	X	X		X	X	X	X
Lakvatten	1/mån	X		X	X					
	4/år	X	X	X	X				X	
	1/år	X		X	X		X	X	X	
Ytvatten	1/mån	X		X	X					
	2/år	X	X	X	X	X	X	X	X	
		NO3	N-tot	P-tot	HNO3	Ca2+	Cl-	Fe	Mn	CN
Grundvatten- rör	1/mån									
	1/år	X	X	X			X	X	X	X
Lakvatten	1/mån									
	4/år		X	X			X	X	X	X
	1/år	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Ytvatten	1/mån									
	2/år	X	X	X			X	X	X	X
		Fenol	Formaldehyd	Kolvätenfettolja IR	AOX	As	Pb	Cd	Co	Cu
Grundvatten- rör	1/mån									
	1/år	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Lakvatten	1/mån									
	4/år	X	X	X	X					
	1/år	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Ytvatten	1/mån									
	2/år	X	X	X	X	X	X	X	X	X
		Cr	Hg	Ni	Zn	Mikrotox				
Grundvatten- rör	1/mån									
	1/år	X	X	X	X					
Lakvatten	1/mån									
	4/år									
	1/år	X	X	X	X	X				
Ytvatten	1/mån									
	2/år	X	X	X	X					

Provpunkterna vid Filborna
avfallsupplag

	Mätserie finns sedan	Finns med i denna studie	Provtagnings- typ
L1	1980	X	Lakvatten
L2	1984	X	Lakvatten, sedimentationsbassäng
Y1	1980	X	Väla bäck, uppströms
Y2	1980	X	Väla bäck, nedströms nuvarande upplagsdelar
Y3	1988	X	Väla bäck, nedströms gamla upplaget
G2	1980	X	I mosten (6 m djup), uppströms
G4	1980	X	I mosten (5,5 m djup), nedströms
G5	1985	X, vattennivå	I mosten (15 m djup), uppströms
G6	1985		I mosten, norr om upplaget
G7	1992	X	I Väla bäcks gamla fåra (3 m djup), nedströms
G8	1991	X	I Väla bäcks gamla fåra (4 m djup), nedströms
G9	1992	X	I Väla bäcks gamla fåra (3.3 m djup), nedströms
G10	1991	X	I moränlera (12 m djup), nedströms
G11	1991	X	I mosten/skiffer (40 m djup), nedströms
G12	1992		På upplaget i avfall ner till ursprunglig marknivå (borta 1994)

Sammanställning

av analysresultat i provtagningspunkterna L1 och L2
vid Filborna avfallsupplag 1980-1994

Analysresultat från mätstation för lakvatten

Datum	L1										
	Temp o C	pH	O2 mg/l	BOD7 mg/l	Kond (uS/ cm)	NH4-N mg/l	NO3-N mg/l	N-tot mg/l	P-tot mg/l	Fe mg/l	Mn mg/l
80-03	3,5	7,2	6,8	74	1350	14	2,9	18	0,23	7,6	1
80-06	16	7,0	6,6	11	1190		<0,1	4,4	0,41	6	0,6
80-09	12	7,2	3,9	13	1750	24	0,5	33	0,38	7,9	1
80-12	3	7,3	3,9	33	1460	15	0,9	20	0,38	2	1
81-04	7	6,9	6,6	310	1100	3,2	0,34	22	1,9	300	1,8
81-08	15	7,2	6,7	40	1790	14	0,2	12	0,23	8	1,1
82-01	5,5	6,9	3,6	160	3095	47	0,11	48	0,8	17	2,4
82-03	2	7,2	4,6	48	1990	23	0,9	43	0,7	10	1,8
82-04	7	7,1	1,4	58	2980	42	<0,1	44	1,1	20	1,7
82-08	13	7,1	0	61	2300	24	0,6	40	0,8	8,2	1,2
82-11	7	7,1	2,5	46	2250	41	<0,1	47	0,5	8	0,91
83-04	5	7,1	2,9	34	2070	6	2,6	24	0,27	10	1,2
83-07	14	7,2	3,8	26	2710	34	0,15	45	0,69	13	1,2
83-10	8	7,0	5,4	24	277	18	0,12	24	12	6,3	0,86
83-12	4	7,1	4,4	16	3370	44	4,5	58	7,1	3,8	0,21
84-05		6,9	3,3	13	4450	33	0,022	47	6,3	22	1,4
84-07	22	7,0	4,2	18	2560	24	0,3	29	1,4	9,9	1,2
84-10	13	7,1	4,5	21	2390	27	6,8	46	1,1	9,2	0,75
84-12	7	7,0	6,8	6,9	3280	21	2,6	28	3,6	3,3	0,19
85-04	6	7,3	7,3	11	3100	30	2,2	46	0,95	3,8	0,78
85-07		7,1	5,3	8,9	2580	46	<0,1	63	0,35	11	1,1
85-10	11	7,1	7,7	6	3000	19	0,41	38	0,74	7,8	1,4
85-12	6	7,1	4,2	<2	1540	21	4,9	33	0,23	3,4	0,65
86-04	5	7,1	6,9	14	2800	51	2,5	94	0,4	8,2	0,9
86-07		7,0	5,7	7	2840	26	0,49	31	0,59	12	1
86-10	11	6,7	6,2	5,7	2570	21	0,45	22	0,28	9,6	1
86-12	7	7,0	4,5	8	3000	23	2,5	26	0,41	8,6	0,82
87-04	6	6,9	4,3	12	4070	21	3,3	32	0,48	5,4	0,71
87-07		7,2	5,3	8,4	3470	38	4,6	74	0,89	7,2	0,95
87-10	11	7,0	4,1	9,4	3370	32	0,52	36	1,4	12	1,1
87-12	6	7,2	5,2	8,2	3280	38	1,3	53	0,85	12	1,1
88-04	7	7,0	3,4	11	4100	55	0,9	62	0,74	4,8	0,89
88-07	14	7,1	2,9	8,6	3000	39	4,3	47	0,91	6,6	0,68
88-10		7,1	5,1	16	4680	53	0,4	53	1,4	12	0,79
88-12	5	6,9	5,1	12	3790	42	2	44	0,44	4,8	0,63
89-04	8	7,2	5,3	14	4500	71	0,34	71	0,84	7	0,94
89-07	13	7,2	3,9	15	4800	72	0,39	83	0,84	8	1,3
89-10	10	7,2	5,7	7,9	3740	42	3	56	0,78		
89-12	6	7,2	<0,1	120	2920	48	0,35	74	1,9	9,2	0,09
90-04	6,5	7,0	4,9	65	3850	80	0,62	80	1,2	6	1
90-07	13	7,1	2,1	35	5910	26	0,54	41	1,9	7,5	0,8
90-10	11	7,2	0,5	70	1984	50	0,95	50	1,4	9	1,3
90-12		7,2	3,1	6,2	4000	35	1,9	8	1,1	1,6	0,9
91-05	9,7	7,1			3830	30		33	0,99	4,7	0,7
91-08	14	6,9		10	4440	42	0,11	43	2	16	0,88
92-05	8,8	7,3			4150	27		48	0,2	4,9	1
92-08	9,2	6,9			4710	55		60	1,7	2	1,1
93-01	14,4	7,2		9,3	5250	74		78	1,4	17	1,1
93-02	6,2	7,0			4700						
93-03	4,7	6,9			5500						
93-04	7,4	7,1			6100						
93-05	18,8	7,3			6500	110		140	1,7	9,3	0,82
93-06	11,4	7,0			5270	38		73	1,6	8,3	1
93-07	14,1	7,0			4900						
93-08	12,2	7,2			4960						
93-09	13,5	7,1		8,3	4940	110		140	0,81	0,12	0,5

93-10	10,2	6,9		4450					
93-11		7,0		4540					
93-12	6,4	7,1		4790					
94-01	13,5	7,1		4940					
94-02	4,1	6,9		2780					
94-03	5,3	6,9		6100					
94-04	6,6	7,0		2470					
94-05	11,3	7,0		5880	100	120	2,5	6	0,9
94-06	10,1	6,9		5210	64	95	1,2	8	1
94-07	14,1	7,0		4380					
94-08	15,2	7,1		5680					
94-09	14,5	7,1	35	5290	71	110	1,1	6,1	0,9
94-10	12,4	6,9		4550					
94-11	10,3	7,1		5140					
94-12	9,8	6,9		2350					
95-01	7,9	7,0		3990					

Sammanställning

av analysresultat i grundvattenrören

G2 - G11 vid Filborna avfallsupplag 1980-1995

Analysresultat från grundvattenrör G2 och G4

Datum	G2; kond	G4; kond	G2; temp	G4; temp	G2; pH	G4; pH	G2; BOD7	G4; BOD7	G2; NH4-N
80-03	430	1150	4	6,5	7,5	7	11	28	0,34
80-06	440	1190	10	11	7,4	6,8			
80-09	470	1280	12	11	7,6	6,9			
80-12	465	1400	6,5	7	7,5	6,8			
81-04	450	1390	6	8	7,6	7	7,1	69	0,06
81-08	415	1325	12	12	7,7	6,8			
82-01		1330		9		6,9			
82-03	470	1350	7	9	7,6	7			
82-04	475	1380	7	7	7,5	6,9	12	2,1	0,05
82-08	505	1400	13	9	7,3	6,8			
82-11	535		8	7	7,3	6,8		81	
83-04	445	1510	7	7	7,5	6,8	6,1	7,6	0,15
83-07	833	1510	9	9	7,5	6,9			
83-10	455	1530	9	9	7,5	6,8			
83-12	560	1590	7	7	7,8	6,9			
84-05	546	1590			7,3	6,8	10	<2	0,15
84-07	430	1590	12	10	7,6	6,8			
84-10	606	1770	10	10	7,2	6,7			
84-12	460	1790	9	9	7,3	6,7			
85-04	596	1820	6	8	7,3	6,7			
85-07	484	1880			7,5	6,9			
85-10	580	1850	10	10	7,3	6,8			
85-12	589	1860	8	8	7,4	6,8			
86-04	580	1900	7	7	7,4	6,8	<2	4,8	0,063
86-07	580	1920			7,4	6,8			
86-10	580	1970	11	9	6,8	6,4			
86-12	580	1900	9	8	7,4	6,7			
87-04	584	1990	7	7	7,2	6,7	6,1	5,1	0,18
87-07	580	1980			7,4	6,8			
87-10	580	2030	9	9	7,3	6,7			
87-12	561	2000	8	8	7,3	6,8			
88-04	570	2040	8	8	7,5	6,6	2,2	3,2	0,23
88-07	560	2040	12	9	7,2	6,8			
88-10	560	2110			7,4	6,8			
88-12	493	1998	8	8	7,5	6,8			
89-04	524	1880	11	8	7,3	8,7	3,8	9,5	0,23
89-07	454	1905	15	10	7,6	6,9	4,5	3,5	0,13
89-10	462	1935	15,5	9,5	7,3	6,7			
89-12	514	1830	14	9	7,7	6,9			
90-04	424	1910	11	8	7,2	6,7	<2	<2	0,1
90-07	333	2050	10,5	9,5	7,5	6,8			
90-10	257	1750	11	10	7,4	6,8			
90-12	392	1895			7,9	6,8			
91-05	407	2 140		9,8	7,2	6,9	6,3	<3	0,44
91-08	263	2 260	13,6	10,5	7,4	6,8	13	<3	0,32
91-11									
92-05	417		12,4		7,5		3,5		0,61
92-08	260		13,8		8,2		<3		0,52
93-01	400		6,1		7,9				
93-02	400		4,3		8,1				

93-03	400		5,7		7,9			
93-04	283		11		7,4			
93-05	460		11,2		7,3			
93-06	467		10,8		7,3			
93-07	433		10,5		7,6			
93-08	424		14,3		7,5		10	0,65
93-09	417		11,6		7,6			
93-10	411		11,4		7,8			
93-11	480		7,6		7,2			
93-12	482		6,6		7,5			
94-01	490	2 470	7,2	8,3	7,7	6,9		
94-02	495	2 580	4,2	8,3	7,4	6,8		
94-03	4 550	2 450	5,8	8,3	7,6	6,9		
94-04	513	2 520	7,3	8,3	7,3	6,8		
94-05	503	2 550	8,4	8,3	7,3	6,9		
94-06	475	2 530	11,2	10,6	7,4	6,9		
94-07	496	2 500	11,5	11,5	7,3	7		
94-08	496	2 550		11,5	7,8	6,8	30	
94-09	474	2 590	12,1	12,2	7,9	6,8	5,2	0,3
94-10	530	2 650	8,3	11,3	7,6	6,8		
94-11	265	2 500	10,8	10,5	7,6	6,8		
94-12	498	2 550	9,3	9,9	7,4	6,9		

93-03							
93-04			0,13				
93-05							
93-06							
93-07							
93-08		4,3	0,22	3,8		0,57	
93-09							
93-10							
93-11							
93-12							
94-01							
94-02							
94-03							
94-04							
94-05							
94-06							
94-07							
94-08	20		27		6		1
94-09		0,96		0,11	0,05		0,28
94-10							
94-11							
94-12							

Analysresultat från grundvattenrören G7 till G11

G7

Datum	Temp o C	pH	Kond uS/ cm	BOD mg/l	N-tot mg/l	NO3-N mg/l	NH4-N mg/l	P-tot mg/l	Fe mg/l	Mn mg/l
91-05										
91-08										
91-11										
92-05	11,8	7,4	300	4,6	17	<0,05	16	0,00013	8,3	0,34
92-08	13,2	7,2	1 320	8,5	17	<0,05	9,4	0,00130	62	1,1
93-01										
93-02	9,8	6,9	1 500							
93-03	9,6	6,7	1 400							
93-04		7,5	1 390							
93-05	9,4	6,9	1 310							
93-06	10,2	6,9	1 240							
93-07	10,9	6,9	2 550							
93-08	13,2	6,9	1 490	4,1	24	<0,05	17	0,00340	20	0,49
93-09		6,9	1 480							
93-10	10,6	7,0	1 540							
93-11	10,1	7,0	1 590							
93-12	9,5	7,0	1 730							
94-01	9,4	7,0	1 850							
94-02	9,1	7,0	1 730							
94-03	9	7,0	1 680							
94-04	9,2	7,0	1 750							
94-05	9,2	7,0	1 530							
94-06	10,9	7,0	1 500							
94-07	10,9	7,0	1 620							
94-08	13,9	7,0	1 360							
94-09	10,8	7,1	1 680							
94-10	10,6	7,0	1 600							
94-11	10,5	6,9	1 540							
94-12	10	6,9	1 440							
95-01	9,7	7,0	1 320							
95-02	9,1	7,0	1 410							
95-03	8,9	6,9	1 130							
95-04	9,4	6,9	1 260							
95-05	9,4	6,9	1 060							
95-06	8,9	6,9	1 030							

G8

Datum	Temp o C	pH	Kond uS/ cm	BOD mg/l	N-tot mg/l	NO3-N mg/l	NH4-N mg/l	P-tot mg/l	Fe mg/l	Mn mg/l
91-05										
91-08	19,1	7,0	2 350	16	14	<0,05	14	1,40000	120	2,0
91-11										
92-05	13,9	7,0	2 300	81	31	<0,05	13	0,00190	140	1,9
92-08	16,5	7,0	2 570	28	20	<0,05	9,4	0,00140	140	3,0
93-01										
93-02	7,5	7,0	1 600							
93-03	9,4	6,9	1 900							
93-04		7,7	2 880							
93-05	13,9	6,9	2 090							
93-06	14,8	6,8	2 230							
93-07	13,2	7,0	1 230							
93-08	12,8	6,8	2 310	3,2	17	<0,05	13	0,00013	4,6	0,5
93-09		6,8	2 280							
93-10	10,3	6,9	2 650							

93-11	8,4	6,8	2 720							
93-12	7,2	6,9	2 480							
94-01	7,0	6,9	2 740							
94-02	6,2	6,6	2 920							
94-03	7,4	6,8	2 740							
94-04	10,1	6,9	2 410							
94-05	12,5	6,9	2 400							
94-06	13,0	6,9	2 560							
94-07		7,0	2 700							
94-08	14,1	6,9	2 910	28	26	<0,05	21	0,00250	220	3,4
94-09	14,2	6,9	2 900							
94-10	SP	6,9	2 600							
94-11	10,6	6,9	2 960							
94-12	9,2	6,9	2 700							
95-01	7,4	6,9	3 110							
95-02	7,0	6,9	2 350							
95-03	8,4	6,9	2 510							
95-04	10,0	6,8	2 910							
95-05	9,9	6,8	2 910							
95-06	9,2	6,8	2 770							

G9

Datum	Temp o C	pH	Kond uS/ cm	BOD mg/ l	N-tot mg/ l	NO3-N mg/ l	NH4-N mg/ l	P-tot mg/ l	Fe mg/ l	Mn mg/ l
91-05										
91-08										
91-11										
92-05	15,9	7,2	2 170	36	45	1,0	19	0,00500	21	1,4
92-08	20,8	7,4	3 670	25	53	< 0,05	36	0,00030	7,3	0,50
93-01										
93-02	7,6	7,25	2 750							
93-03	11	7,4	3 400							
93-04		7,7	3 110							
93-05	14,8	7,4	2 980							
93-06										
93-07										
93-08	14,8	8,2	3 530	3,8	39	0,12	31	0,00016	1,8	0,47
93-09		7,5	2 820							
93-10		7,5	2 090							
93-11	6,8	7,8	2 670							
93-12	8,1	7,6	2 000							
94-01	SP	7,1	3 080							
94-02		6,9	2 700							
94-03		7,5	2 700							
94-04		7,5	2 830							
94-05	13,9	7,7	2 100							
94-06		7,3	2 220							
94-07		7,3	2 240							
94-08	14,4	7,8	4 360	70	47	< 0,05	38,0	0,00190	0,19	1
94-09	15,3	7,3	2 700							
94-10	SP	7,4	2 090							
94-11	10,7	8	2 260							
94-12	9,9	7,1	2 780							
95-01	7,5	7,4	3 630							
95-02	SP	7,5	3 660							
95-03	SP	7,5	3 660							
95-04	SP	7,1	3 460							
95-05	SP	7,5	2 820							
95-06	SP1	7,1	2 650							

G10

Datum	Temp o C	pH	Kond uS/ cm	BOD mg/ l	N-tot mg/ l	NO3-N mg/ l	NH4-N mg/ l	P-tot mg/ l	Fe mg/ l	Mn mg/ l
91-05										
91-08	12,3	7,3	733	< 3	10	< 0,05	0,15	0,04200	2,2	0,11
91-11										
92-05	10,8	7,4	633	< 3	1,1	< 0,05	0,32	0,00002	0,28	0,04
92-08	18,9	7,3	852	3,5	1,2	< 0,05	0,28	0,00005	3,2	0,17
93-01	11,0	7,7	500							
93-02	11,2	7,3	600							
93-03	13,1	7,6	700							
93-04										
93-05	11,6	7,4	644							
93-06	11,8	7,2	657							
93-07	11,6	7,4	656							
93-08	14,9	7,4	656	< 3	0,88	< 0,05	0,42	0,00002	0,78	0,04
93-09	12,0	7,3	638							
93-10	11,2	7,3	615							
93-11	11,1	7,3	622							
93-12	10,6	7,3	589							
94-01	11,3	7,3	634							
94-02	10,2	7,2	674							
94-03	11,0	7,3	595							
94-04	10,8	7,3	643							
94-05	11,1	7,3	608							
94-06	12,6	7,4	599							
94-07	12,2	7,4	640							
94-08	13,1	7,3	600	< 3	0,75	< 0,05	0,53	0,00004	1,2	< 0,02
94-09	11,3	7,3	616							
94-10	10,9	7,4	598							
94-11	10,7	7,4	596							
94-12	9,4	8,0	530							
95-01	11,5	7,4	601							
95-02	11,3	7,4	569							
95-03	10,8	7,4	504							
95-04	11,2	7,4	541							
95-05	11,3	7,4	541							
95-06	11,0	7,4	538							

G11

Datum	Temp o C	pH	Kond uS/ cm	BOD mg/ l	N-tot mg/ l	NO3-N mg/ l	NH4-N mg/ l	P-tot mg/ l	Fe mg/ l	Mn mg/ l
91-05	11,8	7,2	1 284	< 3	3,3	0,21	< 0,005	1,6	76	2,0
91-08	14,2	7,1	1 210	< 3	1,1	< 0,05	0,28	0,21	15	0,6
91-11										
92-05	11,2	7,1	2 100	9,0	4,5	< 0,05	1,5	1,4	130	2,0
92-08	12,2	7,1	1 250	4,7	1,1	< 0,05	0,35	0,20	11	0,40
93-01										
93-02	10,65	7,0	1 200							
93-03	13,1	7,2	1 600							
93-04	17,8	7,0	1 260							
93-05	10,7	7,1	1 280							
93-06	10,5	7,0	1 300							
93-07	10,7	7,1	1 330							
93-08	13	7,1	1 270	< 3	1,6	< 0,05	0,56	0,21	11	0,8
93-09	11,6	7,0	1 330							
93-10	11,4	7,1	1 260							
93-11	10,6	7,1	1 320							

93-12	10,3	7,2	1 360							
94-01	9,8	7,2	1 360							
94-02	9,5	7,0	1 450							
94-03	9,6	7,0	1 380							
94-04	9,6	7,0	1 430							
94-05	9,9	7,0	1 380							
94-06	11,1	7,1	1 420							
94-07	11,3	7,1	1 380							
94-08	12	7,1	1 390	< 3	1,1	< 0,05	0,38	0,2	8	0,6
94-09	12,4	7,0	1 440							
94-10	11,4	7,1	1 460							
94-11	11	7,1	1 380							
94-12	9,6	7,1	1 380,0							
95-01	10,5	7,2	1 430							
95-02	10,2	7,1	1 430							
95-03	9,3	7,0	1 412							
95-04	9,7	7,0	1 490							
95-05	10,1	7,0	1 510							
95-06	10,4	7,0	1 450							

Sammanställning

av analysresultat i ytvattnet uppströms
och nedströms Filborna avfallsupplag 1980-1994

Analysresultat från ytvattnet uppströms och nedströms Filborna
avfallsupplag

Y1

Datum	Temp o C	pH	O2 mg/l	BOD7 mg/l	Kond uS/cm	NH4-N mg/l	NO3-N mg/l	N-tot mg/l	P-tot mg/l	Fe mg/l	Mn mg/l
80-03	3		11,4	2,4	550	0,33	10	11	0,07	5,6	0,34
80-06	14		6,2					0,24		5,2	0,6
80-09	13	7,3	11,8					8,8		2,1	0,5
80-12	3,5		10					7		1,3	0,34
81-04	6	7,2	11,4	2,5		0,12	3,9	4,2		2,2	0,58
81-08	15		10,6					0,5		0,36	0,5
82-01	2		13					2,9		0,6	0,6
82-03	2	7,0	10,5					6,2		1,5	0,32
82-04	8		8,5	1,2		0,1	1,4	2,2		5	0,75
82-08	17		9,9					1,6		5	0,37
82-11	8		8,1					3,6		2,1	0,38
83-04	6	7,0	10,3	2,7		0,09	6,4	7		1,3	0,23
83-07	20		9,1					1,2		0,34	0,77
83-10	8		10,7							0,46	<0,05
83-12	1		11,2					3,2		0,38	0,17
84-05			14,6	3		0,018	1,8	2,6		0,46	0,04
84-07	22	7,5	13,1					0,9		0,82	0,68
84-10	12		5,6					3,7		2,4	0,48
84-12	6		7,2					3,7		1,4	0,15
85-04	6		9,1		1500			7,1		2	0,68
85-07			5,1					0,53		2	0,96
85-10	10		6,6					2,4		4,8	1,3
85-12	4,5		8,1					5,1		1,5	0,24
86-04	6		13,1	3,7		0,12	3	3,5		2,2	0,47
86-07			6					1,3		1,7	0,93
86-10	9		5,3					0,21		0,4	0,08
86-12	5		8					3,4		0,26	<0,05
87-04	3		8,8	2,1		0,2	2,9	3,3		2,8	0,53
87-07			9,4							2,6	0,67
87-10	11		6,2					1,6		0,62	0,1
87-12	3		5,4					3,6		3,4	1,5
88-04	7		10,9	2		0,2	2,7	3,5		1,3	0,52
88-07	16		2,4					7,6		2,7	0,61
88-10			7,9					1,9		0,89	0,33
88-12	3		9					3,4		0,5	0,11
89-04	6	7,1	12,2	4,5		0,11	0,82	0,13		0,37	0,49
89-07	17	7,3	5,3	2		0,13	<0,01	0,62		1,5	1,2
89-10	9		8,7					1,3		0,78	0,68
89-12	5		9,6					1,9		1,5	0,9
90-04	4		11	2		0,19	1,5	2		2,8	0,75
90-07	11,5		8,2					0,3		0,7	0,59
90-10	10		5,5					12		0,26	0,11
90-12			5,8					7,5		0,29	0,11
91-05	7,4	7,2	7,2	3	557	0,062	3,6	4,9	0,033	0,36	0,14
91-08	7	7,2	5,7	3	562	0,05	3	13	0,026	0,54	0,25
91-11											
92-05	13,7	7,2	10	3	610	0,21		4,3	7E-05	4,3	0,75
92-08	14,3	7,3	8,4	3	591	1,2		2,9	1E-05	1	1,1
93-01	3,4	7,1			400						
93-02	1,7	7,4			600						
93-03	7	7,3			700						
93-04	16	7,3	9	3	702	0,077		1,7	5E-05	2,1	
93-05	11,8	7,3			929						
93-06	14,3	7,2			567						
93-07	14,3	7,2			510						

93-08	11,3	7,5	5,1	3	609	0,068		2,4	5E-05	0,78	
93-09	9,7	7,2			553						
93-10	7,1	7,4			629						
93-11	3,5	7,1			609						
93-12	5,6	7,0			562						
94-01	3,6	6,9			496						
94-02	3,1	6,8			711						
94-03	6,4	7,3			5620						
94-04	10,2	7,2	18,9	12,5	631	0,12		3,6	2E-05	0,91	0,46
94-05	10,5	7,2			625						
94-06	13,4	7,1			708						
94-07	17,1	7,2			642						
94-08	13,8	7,3	9,5	4,6	582	0,017		2,1	4E-05	0,21	0,26
94-09	12,2	7,0			572						
94-10	9,3	7,0			617						
94-11	7,4	7,0			575						
94-12	6,1	7,0			528						

Y2

Datum	Temp o C	pH	O2 mg/l	BOD7 mg/l	Kond uS/ cm	NH4-N mg/ l	NO3-N mg/ l	N-tot mg/ l	P-tot mg/ l	Fe mg/ l	Mn mg/ l
80-03	2,5	7,2	12,9	3,3	540	0,49	6,3	7,5	0,06	2,8	0,45
80-06	15	7,6	9		580			0,9		2,6	0,7
80-09	13	7,5	9,5		640			6,7		12	0,6
80-12	3	7,1	10,2		760			6,5		4,6	0,7
81-04	6,5	7,4	12,2	3,5	715	1	2,3	3,5	0,05	2	0,84
81-08	18	7,4	8,3		675			1,4		0,9	0,41
82-01	1	7,1	11,3		765			3,6		3,4	0,8
82-03	2	7,1	12,7		555			6,7		2,4	0,4
82-04	8	7,2	10,7	2,8	790	0,6	0,72	2,6	0,1	5,4	0,85
82-08	17	7,4	8,5		590			1,9		3,6	0,31
82-11	7	7,3	9,9		810			2,4		1,2	0,44
83-04	6	7,1	11,4	2,5	620	0,18	5,5	5,7	0,04	2	0,33
83-07	20	7,2	7,6		1120			1,5		2,2	0,62
83-10	7	7,2	8,4		1230					0,02	0,19
83-12	1	7,1	11		700			2,7		0,24	0,36
84-05		7,2	13,2	5,1	683	0,29	0,87	1,6	0,035	0,9	0,18
84-07	14	7,4	9		890			1,9		2,8	0,42
84-10	12	7,3	8,4		950			1,2		0,4	0,08
84-12	4	7,1	10,6		1170			3,9		0,15	0,14
85-04	6	7	11,9		1770			5		1,7	0,83
85-07		7,3	6,1		1220			4,1		0,56	0,18
85-10	10	7,1	7,5		850			2,3		0,36	0,2
85-12	4	6,9	10,2		453			5,3		1,8	0,32
86-04	3	7,2	12,2	4	710	0,47	2,8	3,8	0,049	2,8	0,54
86-07		7,3	8		1080			5		7,2	0,37
86-10	9	6,7	9,2		775			2,1		0,74	0,11
86-12	5	7,3	10,9		770			3,3		0,46	0,13
87-04	3	7,1	10,4	3,2	736	0,54	2,5	2,6	0,071	2,4	0,59
87-07		7,2	6,3		830			1,7		1,1	0,26
87-10	11	7,1	5,8		860			2,6		0,3	0,09
87-12	3	7	7,1		767			3,3		0,54	0,27
88-04	7,5	6,9	11,6	2,3	760	1,1	2,2	4,8	0,054	2,8	0,69
88-07	17	7,2	6,8		800			4,3		1,7	0,16
88-10		7,2	8,7		870			2,9		1,4	0,19
88-12	3	7,4	12		780			4		1,5	0,15
89-04	8	7,1	10,6	<2	920	1,3	0,69	3,4	0,039	1,8	0,56
89-07	14	7,3	3,5	<2	946	2,2	0,97	3,4	0,01	0,7	0,08
89-10	8	7,1	8,5		840			2,7		0,5	0,19
89-12	4	7	6,7		874			4,8		1,5	0,9

90-04	5	7	10	<2	896	4,1	1,2	5,5	0,035	3,4	1
90-07	14	7,2	8,3		849			2		1,2	0,23
90-10	10,5	7,2	8,9		593			13		1,1	0,1
90-12		7,4	10		695			5,2		1	0,13
91-05	13	7,6	10	5,5	584	0,51	2,5	5,6	0,11	2,2	0,024
91-08	15	7,6	8,6	4,1	670	0,73	2,1	4,1	0,031	0,74	10,1
91-11											
92-05	9	7,3	10,4	4,4	639	2,7		5,9	0,044	1,9	0,88
92-08	15,2	7,7	2,3	< 3	620	1,4		4,7	0,034	0,76	0,21
93-01	3,5	7,3			500						
93-02	0,9	7,3			600						
93-03	6,3	7,0			600						
93-04	19,2	7,5	11,4	5,7	835	2,7		4,4	0,016	0,59	
93-05	12,5	7,6			875						
93-06	13,9	7,6			804						
93-07	12	7,5			497						
93-08	14,2	7,6	7,6	4,5	673	0,33		4,3	0,035	0,71	
93-09	9,6	7,6			543						
93-10	9,8	7,3			5740						
93-11	10,6	7,4			7680						
93-12	4	7,3			3730						
94-01	2,2	7,0			1550						
94-02	5,9	7,0			5880						
94-03	7,1	7,2			3420						
94-04	13,3	7,3	0,7	90	7190	330		650	0,098	5,4	0,94
94-05	11,7	7,8			2340						
94-06	16,2	7,4			2420						
94-07	18,3	7,9			1670						
94-08		7,8	7,5	140	1400	23		31	7E-05	1,8	0,51
94-09	12,1	7,4			717						
94-10	8,8	7,5			740						
94-11	6,3	7,4			650						
94-12	5,3	7,3			614						

Y3

Datum	Temp o C	pH	O2 mg/l	BOD7 mg/l	Kond uS/ cm	NH4-N mg/l	NO3-N mg/l	N-tot mg/l	P-tot mg/l	Fe mg/l	Mn mg/l
88-07	2	7,2			448			0,85		2	0,36
88-10		7,6	11,4		654			1,1		0,31	0,1
88-12											
89-04											
89-07											
89-10											
89-12											
90-04											
90-07											
90-10											
90-12											
91-05	9,7	7,3	13	9,9	666	0,72	2	4,8	0,13	3,4	0,17
91-08	15,4	7,3	4,4	16	641	0,63	1,6	3,2	0,068	2,6	0,34
91-11											
92-05	8,3	7,2	9,9	3,5	606	1,6		6,9	0,058	3,9	0,88
92-08	16,4	7,3	2	18	381	3,2		8,6	0,47	1,6	0,34
93-01	3,5	7			600						
93-02	1,1	7,2			500						
93-03	5,4	7,3			800						
93-04	15,1	7,3	6,7	3	800	2,2		13	0,038	3,2	
93-05	12,1	6,8			646						
93-06	15,2	7			758						
93-07	11,7	7,3			153						

93-08	15,1	7,1	2,8	3	625	0,65	4,1	0,14	1,7	
93-09	9,8	7,1			537					
93-10	5,4	7,3			703					
93-11	2,5	7,2			802					
93-12	3,1	7,3			569					
94-01	3,1	7,1			552					
94-02	1,3	7,1			1110					
94-03	5,7	7,2			6990					
94-04	10	7,3	7,5	3	807	2,9	7,9	0,043	1,6	0,46
94-05	10,9	7,5			1340					
94-06	17,1	7,2			752					
94-07	18,7	7,3			1170					
94-08	14,1	7,1	2,2	3	965	4,5	18	0,066	6	0,64
94-09	12,9	7,1			759					
94-10	9	7,1			776					
94-11	6,4	7,1			700					
94-12	5,4	7,1			646					

Sammanställning

av analysresultat i grundvattenrören

G1, G4, G5 samt G6 vid Rökille avfallsupplag 1980-1995

Analysresultat från grundvattenrör vid Rökille avfallsupplag

G1 (65G1)

Datum	pH	Kond uS/cm	P-tot g/ m3	F g/ m3	Al g/ m3	As g/ m3	Hg mg/ m3	Cd mg/ m3	Cu g/ m3	Zn g/ m3	Cr g/ m3	Pb g/ m3
80-01	7,3		0,02	0,85	0,02	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	0,006
80-03	7,3	410	0,01	0,30	0,02	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,017	< 0,020	< 0,002
80-07	7,4	420	0,01	0,30	0,04	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
80-10	6,8	360	0,13	0,27	19,40	0,038	< 0,20	< 0,20	0,054	0,085	0,065	< 0,002
81-01	7,4	420	0,11	0,35	0,20	0,023	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	0,006
81-04	7,4	420	0,12	0,28	0,40	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,027	< 0,020	0,004
81-06	7,5	450	0,16	0,28	2,20	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,015	< 0,020	0,007
81-10	8,3	450	0,10	0,28	2,70	0,010	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,018	< 0,020	0,008
82-02	8,0	460	0,03	0,47	1,40	0,060	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,040	< 0,020	< 0,002
82-05	7,3	440	0,12	0,37	1,30	0,020	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,020	< 0,020	< 0,002
82-07	6,9	460	0,01	0,47	3,20	< ,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,030	< 0,020	< 0,002
82-12	7,2	390	0,19	0,29	2,50	0,008	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
83-03	7,0	450	0,12	0,28	2,30	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
83-06	7,0	450	0,07	0,31	1,20	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
83-09	7,2	460	0,19	0,28	2,00	0,010	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,020	< 0,020	< 0,002
83-12	7,3	500	0,09	0,35	0,83	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
84-03	7,3	410	0,13	0,46	0,61	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
84-05	7,3	410	0,10	0,28	0,95	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,015	< 0,020	0,005
84-08	7,6	420	0,14	0,15	1,10	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,02
84-11	7,4	420	0,12	0,36	1,30	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	0,005
85-03	7,8	440	0,17	0,31	1,90	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,016	< 0,020	0,003
85-05	7,3	420	0,27	0,27	2,40	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	0,030	0,015
85-09	7,2	440	0,12	0,24	4,10	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,014	< 0,020	0,004
85-11	7,3	450	0,24	0,38	0,76	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,017	< 0,020	0,013
86-03	7,2	700	0,47	0,39	2,60	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	0,006
86-06	6,6	500	0,32	0,42	1,00	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	0,004
86-09	7,3	500	0,16	0,40	0,70	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	0,004
86-11	7,4	500	0,28	0,48	3,60	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	0,008
87-05	7,2	550	0,69	0,32	12,00	< 0,006	< 0,20	< 0,20	0,020	0,050	0,050	0,015
87-11	7,0	450	0,38	0,44	8,20	< 0,006	< 0,20	< 0,20	0,020	0,030	0,030	0,014
88-05	7,3	450	0,26	0,27	2,60	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,020	< 0,020	0,006
88-10	7,3	550	0,19	0,26	2,30	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	0,005
89-05	7,3	550	0,18	0,35	2,90	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	0,005
89-10	7,6	500	0,30	0,23	4,50	< 0,006	< 0,20	< 0,20	0,020	0,030	< 0,020	0,010
90-05	6,8	500	0,10	0,35	1,30	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	0,003
90-10	8,3	500	0,24	0,27	3,60	< 0,006	< 0,20	< 0,20	0,050	0,087	< 0,020	0,014
91-05	6,8	480	0,02	0,24	2,30	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,018	< 0,020	0,007
91-11	6,4	490	1,20	0,43	1,20	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	0,007
92-05	7,9	500	0,24	0,29	0,30	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,016	< 0,020	0,004
92-08	7,6	490	0,19	0,30	0,10							
92-11	7,2	500	0,07	0,23	0,10							
93-02	6,8	490	0,03	0,23	0,10							
93-04	6,8	480	0,23	0,23	0,20	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
93-08	7,0	500	0,05	0,27	0,20							
93-11	7,3	480	0,50	0,30	0,70							
94-02	6,7	480	0,08	0,27	0,20							
94-05	7,4	490	0,10	0,25	0,20	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,020	< 0,010	< 0,020	0,010
94-08	6,6	480	0,04	0,23	0,10							
94-11	6,5	500	0,05	0,38	0,10							
95-02	7,0	500	0,06	0,31	0,10							
95-05	7,1	490	0,03	0,33	0,20	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,020	0,020	< 0,020	0,010

G4 (65G4)

Datum	pH	Kond mS/ m	P-tot g/ m3	F g/ m3	Al g/ m3	As g/ m3	Hg mg/ m3	Cd mg/ m3	Cu g/ m3	Zn g/ m3	Cr g/ m3	Pb g/ m3
85-03	7,4	380	1,70	0,25	28,00	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,110	0,120	< 0,002
85-05	7,1	380	1,30	0,36	21,00	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,035	0,074	0,02
85-09	7,1	360	0,60	0,27	15,00	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,040	0,070	0,01
85-11	7,2	400	1,90	0,32	8,30	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,066	0,050	0,01
86-03	7,3	500	0,84	0,21	7,90	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,040	0,040	0,01
86-06	7,4	450	1,10	0,35	6,30	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,030	0,030	0,01
86-09	7,3	450	0,72	0,42	6,60	< 0,006	< 0,20	< 0,20	0,020	0,040	0,050	0,01
86-11	7,2	450	0,33	0,42	3,10	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	0,01
87-05	7,2	450	0,29	0,23	4,60	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,020	< 0,020	0,01
87-11	6,9	400	0,54	0,29	8,60	< 0,006	< 0,20	< 0,20	0,020	0,020	< 0,020	0,01
88-05	7,2	400	0,35	0,22	1,90	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	0,030	0,003
88-10	7,3	500	0,26	0,23	4,20	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	0,01
89-05	7,2	400	0,54	0,37	7,50	< 0,006	< 0,20	< 0,20	0,020	0,040	< 0,020	0,02
89-10	7,3	400	0,15	0,20	1,20	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,020	0,070	0,01
90-05	6,5	430	0,13	0,31	1,10	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
90-10	7,9	400	0,11	0,21	0,60	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,019	< 0,020	0,01
91-05	6,0	420	0,22	0,20	0,70	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,016	< 0,020	< 0,002
91-11	6,3	420	0,16	0,38	0,70	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,011	< 0,020	0,01
92-05	7,6	440	0,10	0,25	0,10	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,020	< 0,020	0,00
92-08	7,6	440	0,17	0,20	0,10							
92-11	7,1	430	0,10	0,19	0,10							
93-02	6,7	440	0,03	0,19	0,10							
93-04	6,8	430	0,25	0,23	0,20	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
93-08	6,8	440	0,05	0,25	0,20							
93-11	6,6	420	0,51	0,24	0,60							
94-02	6,4	430	0,04	0,24	0,20							
94-05	6,9	450	0,10	0,23	0,20	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,020	< 0,010	< 0,020	0,01
94-08	6,6	440	0,07	0,19	0,10							
94-11	6,4	440	0,05	0,30	0,10							
95-02	7,2	460	0,08	0,26	0,10							
95-05	7,3	450	0,03	0,31	0,20	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,020	0,050	< 0,020	0,010

G5 (65G5)

Datum	pH	Kond mS/ m	P-tot g/ m3	F g/ m3	Al g/ m3	As g/ m3	Hg mg/ m3	Cd mg/ m3	Cu g/ m3	Zn g/ m3	Cr g/ m3	Pb g/ m3
93-02	6,7	800	0,39	0,20	0,10							
93-04	6,7	770	0,16	0,23	0,10	0,010	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
93-08	6,7	820	0,04	0,24	0,20							
93-11	6,5	810	0,57	0,23	0,10							
94-02	6,8	710	0,04	0,24	0,20							
94-05	7,0	760	0,10	0,22	0,20	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,020	< 0,010	< 0,020	0,010
94-08												
94-11												
95-02												
95-05	7,2	820	0,03	0,30	0,20	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,02	0,030	< 0,020	0,010

G6 (65G6)

Datum	pH	Kond mS/ m	P-tot g/ m3	F g/ m3	Al g/ m3	As g/ m3	Hg mg/ m3	Cd mg/ m3	Cu g/ m3	Zn g/ m3	Cr g/ m3	Pb g/ m3
92-05	6,9	320	0,05	0,40	0,20	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,030	< 0,020	0,006
92-08	7,1	550	0,10	0,20	0,20							
92-11	7,7	210	0,08	0,30	0,20							
93-02	6,7	720	0,46	0,30	0,10							
93-04	6,7	360	0,20	0,26	0,10	< 0,006	< 0,2	< 0,2	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002

93-08	6,8	280	0,05	0,34	0,20							
93-11	5,9	320	0,56	0,30	0,20							
94-02	7,0	200	0,07	0,40	0,50							
94-05	6,7	270	0,10	0,32	0,20	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,020	< 0,010	< 0,020	0,010
94-08	6,2	250	0,05	0,28	0,20							
94-11	5,9	260	0,05	0,48	0,10							
95-02	7,9	170	0,04	0,40	0,40							
95-05	7,7	240	0,04	0,40	0,20	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,020	0,030	< 0,020	0,010

Sammanställning

av analysresultat i ytvattnet uppströms och
nedströms Rökille avfallsupplag 1980-1995

Analysresultat från uppströms och nedströms Rökille avfallsupplag

Uppstr. (65YÖ)

Datum	pH	Kond mS/ m	P g/ m3	F g/ m3	Al g/ m3	Cl g/ m3	SO4 g/ m3	As g/ m3	Hg mg/ m3	Cd mg/ m3	Cu g/ m3	Zn g/ m3	Cr g/ m3	Pb g/ m3
80-01	7,0	620	0,01	0,32	0,02			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	0,01
80-03	7,1	650	0,04	0,31	0,06			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,062	< 0,020	< 0,002
80-07	7,5	470	0,03	0,27	0,08			< 0,006	< 0,20	< 0,20	0,013	0,012	< 0,020	< 0,002
80-10	6,8	710	2,75	0,28	3,08			0,011	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,113	< 0,020	0,003
81-01	7,1	440	0,07	0,23	0,32			< 0,006	< 0,20	< 0,20	0,016	0,033	< 0,020	0,034
81-04	6,8	490	0,06	0,26	0,40			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,029	< 0,020	< 0,002
81-06	7,4	750	0,22	0,29	0,16			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,017	< 0,020	< 0,002
81-10	7,9	570	0,30	0,27	0,85			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,046	< 0,020	0,005
82-02	7,7	430	0,13	0,43	0,40			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,020	< 0,020	< 0,002
82-05	7,3	600	0,10	0,33	0,65			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,020	< 0,020	< 0,002
82-07	7,0	810	0,01	0,57	2,00			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,140	< 0,020	< 0,002
82-12	6,9	540	4,00	0,28	6,50			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,400	< 0,020	0,008
83-03	7,1	550	0,15	0,25	0,67			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,030	< 0,020	< 0,002
83-06	6,9	550	0,11	0,30	0,07			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
83-09	7,2	810	1,60	0,39	0,09			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
83-12	7,0	600	1,20	0,33	1,40			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,090	< 0,020	0,005
84-03	7,3	590	0,40	0,48	0,16			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,014	< 0,020	0,006
84-05	7,3	650	0,50	0,30	0,13			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,019	< 0,020	< 0,002
84-08	7,6	880	0,36	0,43	0,44			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
84-11	7,5	750	0,84	0,37	0,20			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,012	< 0,020	0,005
85-03	7,2	460	0,15	0,26	0,38			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,022	< 0,020	0,003
85-05	7,4	620	0,21	0,30	0,10			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,012	< 0,020	0,019
85-09	7,0	640	0,08	0,28	0,10			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
85-11	7,2	700	1,20	0,31	0,07			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,022	< 0,020	< 0,002
86-03	7,3	900	0,11	0,37	0,08			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	0,005
86-06	7,3	700	0,12	0,51	0,20			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,020	< 0,020	0,003
86-09	7,2	800	0,36	0,48	0,10			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,020	< 0,020	< 0,002
86-11	7,1	750	0,32	0,44	0,20			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	0,003
87-05	7,1	700	0,17	0,29	0,20			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,020	< 0,020	< 0,002
87-11	7,2	750	0,44	0,33	0,40			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,020	< 0,020	0,007
88-05	7,2	600	0,16	0,27	0,20			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
88-10	7,2	700	0,29	0,29	0,30			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,020	< 0,020	< 0,002
89-05	7,2	700	0,15	0,43	0,20			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
89-10	7,3	650	0,19	0,25	0,30			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,030	< 0,020	0,005
90-05	7,0	720	0,07	0,38	0,20			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
90-10	8,1	650	0,21	0,31	0,30			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,034	< 0,020	< 0,002
91-05	6,4	580	0,12	0,26	0,40			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,018	< 0,020	< 0,002
91-11		620	0,13	0,44	0,40			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,011	< 0,020	0,004
92-05	7,7	550	0,10	0,33	0,10			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,014	< 0,020	< 0,002
92-08	7,3	760	0,52	0,50	1,00	43	70							
92-11	7,3	5670	0,16	0,26	0,20	84	66							
93-02	6,5	490	0,14	0,23	0,20	22	45							
93-04	6,9	640	0,40	0,10	0,30	37	64	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
93-08	7,0	730	0,13	0,35	0,20	21	67							
93-11		720	0,60	0,34	0,10	40	60							
94-02	6,5	400	0,08	0,27	0,40	43	50							
94-05	7,4	600	0,10	0,28	1,20	40	40	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,020	0,040	< 0,020	0,010
94-11	6,8	680	0,10	0,39	0,10	29	62							
95-02	7,4	370	0,07	3,20	0,40	28	30							
95-05	6,9	560	0,19	0,30	0,20	34	44	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,020	0,020	< 0,020	0,010

Nedstr.(65YT)

Datum	pH	Kond mS/ m	P g/ m3	F g/ m3	Al g/ m3	Cl g/ m3	SO4 g/ m3	As g/ m3	Hg mg/ m3	Cd mg/ m3	Cu g/ m3	Zn g/ m3	Cr g/ m3	Pb g/ m3
80-01	7,1	590	0,01	0,30	0,04			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,015	< 0,020	0,010
80-03	7,2	600	0,02	0,28	0,02			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,062	< 0,020	< 0,002
80-07	7,4	590	0,01	0,41	0,05			< 0,006	< 0,20	< 0,20	0,011	< 0,010	< 0,020	< 0,002
80-10	6,8	620	0,08	0,35	0,65			0,016	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,020	< 0,020	< 0,002
81-01	7,4	760	0,06	0,37	0,22			< 0,006	< 0,20	< 0,20	0,013	0,030	< 0,020	0,017
81-04	7,2	590	0,05	0,32	0,22			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,022	< 0,020	< 0,002
81-06	7,6	660	0,06	0,37	0,18			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,011	< 0,020	0,008
81-10	8,2	800	0,16	0,53	0,36			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,012	< 0,020	0,005
82-02	7,8	780	0,06	0,59	0,28			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,020	< 0,020	< 0,002
82-05	7,6	590	0,02	0,37	0,29			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	0,008
82-07	7,0	780	0,01	0,54	0,10			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
82-12	6,9	610	0,08	0,31	0,16			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
83-03	7,0	840	0,04	0,34	0,23			< 0,006	< 0,20	< 0,20	0,024	< 0,010	< 0,020	< 0,002
83-06	6,9	950	0,05	0,34	0,14			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
83-09	7,4	1470	0,08	0,54	0,05			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
83-12	7,2	700	0,30	0,32	0,08			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,020	< 0,020	< 0,002
84-03	7,4	570	0,06	0,48	0,11			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
84-05	7,4	570	0,21	0,29	0,02			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
84-08	7,3	900	0,07	0,29	0,49			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	0,003
84-11	7,4	1200	0,11	0,42	0,02			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
85-03	7,3	770	0,11	0,38	0,28			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,026	< 0,020	0,004
85-05	7,1	1200	0,18	0,50	0,05			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	0,028
85-09	7,0	1000	0,04	0,51	0,05			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
85-11	7,1	800	0,37	0,36	0,07			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
86-03	7,2	1200	0,15	0,38	0,07			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,030	< 0,020	0,003
86-06	7,3	900	0,34	0,36	0,20			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	0,003
86-09	7,2	800	0,11	0,50	0,04			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
86-11	7,2	800	0,11	0,41	0,20			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
87-05	7,2	900	0,11	0,30	0,20			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
87-11	7,2	700	0,04	0,33	0,20			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
88-05	7,3	700	0,04	0,34	0,20			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
88-10	7,4	900	0,03	0,40	0,20			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
89-05	7,3	900	0,08	0,68	0,20			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
89-10	7,5	800	0,07	0,44	0,20			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,040	< 0,020	0,003
90-05	6,8	920	0,04	0,62	0,20			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
90-10	8,5	800	0,03	0,43	0,20			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
91-05	6,6	600	0,06	0,34	0,20			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	0,017	< 0,020	< 0,002
91-11	6,3	620	0,03	0,54	0,20			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	0,003
92-05	7,9	620	0,10	0,42	0,10			< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
92-08	7,4	590	0,07	0,50	0,10	46	75							
92-11	7,2	570	0,10	0,44	0,60	46	62							
93-02	6,7	560	0,06	0,28	0,20	41	51							
93-04	6,6	700	0,53	0,43	0,20	72	98	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,010	< 0,010	< 0,020	< 0,002
93-08	6,7	740	0,10	0,48	0,20	74	92							
93-11	6,6	680	0,51	0,35	0,10	60	60							
94-02	6,6	590	0,07	0,29	0,30	105	54							
94-05	7,2	690	0,07	0,33	0,20	70	60	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,020	< 0,010	< 0,020	0,010
94-08	6,6	650	0,03	0,50	0,10	60	70							
94-11	6,7	670	0,06	0,43	0,10	48	86							
95-02	7,6	490	0,05	3,30	0,20	47	50							
95-05	6,7	690	0,26	0,30	0,60	59	95	< 0,006	< 0,20	< 0,20	< 0,020	0,040	< 0,020	0,010

Sammanställning

av vattennivåer i grundvattenrör G2-G11 samt
nederbörds data vid Filborna avfallsupplag 1980-1994

Vattennivåer i grundvattenrören vid Filborna avfallsupplag

Datum	Nederbörd		Grundvattennivåer							
	SMHI	Filborna	G2	G4	G5	G7	G8	G9	G10	G11
93-01	90	52,8	43,68		44,58	42,48		40,99	36,76	41,67
93-02	31	12	43,66		44,65	42,44	40,47	40,94	38,38	41,68
93-03	15	8,8	46,6		44,4	42,3	40,5	41	38,3	41,6
93-04	9	4,8	43,34		43,88	42,22	40,41	40,89		41,35
93-05	17	13,6	42,9		43,4	42,06	40,29	40,69	38,03	41,21
93-06	35	29,6	42,2		43,1	42	40,4		39,9	41,1
93-07	122	118,8	41,84		43,01	42,1	40,54		37,84	41,31
93-08	79	70,2	42,18		43,3	42,19	40,52	40,67	37,84	41,33
93-09	71	48,8	42,11		42,98	42,21	40,57	40,72	37,7	41,46
93-10	54	37,2	42,26	39,51	43,06	42,18	40,4	40,67	37,57	41,22
93-11	44	22,6	42,48	39,52	43,08	42,15	40,37	40,65	37,41	41,2
93-12	93	56,4	43,52	39,68	43,65	42,43	40,55	40,73	37,56	41,64
94-01	87	56	43,84	39,84	44,75	42,72	40,97	41,19	37,88	42,03
94-02	58	42	43,58	39,62	44,56	44,45	40,50	40,81	37,74	41,61
94-03	77	48	43,8	39,72	44,83	42,58	40,77	40,79	37,94	41,77
94-04	50	38	43,75	39,67	44,78	42,53	40,57	40,74	38,02	41,69
94-05	34	30	43,36	39,58	43,99	42,33	40,42	40,73	37,78	41,48
94-06	77	63	42,91	39,57	43,52	42,28	40,54	40,72	37,66	41,54
94-07	4	2	42,5	39,49	43,32	42,18	40,38	40,65	37,52	41,19
94-08	88	66	41,58	39,43	43,00	42,05	40,42	40,61	37,46	41,06
94-09	163	132	41,94	39,58	43,3	42,3	40,63	40,69	37,38	41,57
94-10	39	38	41,86	39,53	43,11	42,19	40,4	40,67	37,34	41,26
94-11	54	29	42,72	39,6	43,35	42,26	40,69	40,7	37,38	41,49
94-12	94	76	43,47	39,69	43,85	42,41	40,61	40,71	37,51	41,6
95-01	104			39,91	44,75	42,64	40,96	40,84	37,70	41,87
95-02	60			39,85	45,02	42,76	41,06	40,91	37,82	42,11
95-03	39		43,65	39,48	44,61	42,37	40,56	40,73	37,72	41,62
95-04	68		43,79	39,72	44,96	42,52	40,58	40,81	37,77	41,73
95-05	47		43,54	38,46	44,57	42,21	40,53	40,88	36,63	40,32
95-06			43,14	39,55	43,88	42,23	40,47	40,80	37,48	41,31
95-07			42,57	39,52	43,56	42,19	40,43	40,74	37,48	41,23

Sammanställning
av lakvattenbildningen vid Filborna avfallsupplag
samt nederbördsdata

Lakvattenavrinning vid Filborna avfallsupplag samt nederbördsdata
från Filborna och SMHI:s mätstation i Helsingborg

Datum	N.b. SMHI mm	N.b. Filb. mm	Avrinning mm	% avrinn/n.b. Filb.
91-01	33	42,6	54,81	129%
91-02	21	9,4	24,54	261%
91-03	14	14,8	33,27	225%
91-04	29	50,2	30,39	61%
91-05		53,4	44,06	83%
91-06		162,6	29,61	18%
91-07		58,8	26,15	44%
91-08		41,8	21,16	51%
91-09		72	42,04	58%
91-10		33,8	26,61	79%
91-11		66,2	30,39	46%
91-12		52,2	56,75	109%
92-01	45	28,4	55,23	200%
92-02	37	21	53,97	257%
92-03	54	39,4	51,22	130%
92-04	49	25,2	49,5	196%
92-05	25	0	31,91	
92-06	2	0,4	15,96	3990%
92-07	57	22	11,02	50%
92-08	114	107	8,65	8%
92-09	50	41,8	14,75	35%
92-10	55	50	9,46	19%
92-11	128	101,8	25,67	25%
92-12	45	39,2	45,4	116%
93-01	90	52,8	44,2	84%
93-02	31	12	31,7	264%
93-03	15	8,8	25,9	294%
93-04	9	4,8	10,1	210%
93-05	17	13,6	12,5	92%
93-06	35	29,6	13,1	44%
93-07	122	118,8	5	4%
93-08	79	70,2	18,8	27%
93-09	71	48,8	17,1	35%
93-10	54	37,2	26,7	72%
93-11	44	22,6	15,3	68%
93-12	93	56,4	43,1	76%
94-01	87	56	56,3	101%
94-02	58	42	42,4	101%
94-03	77	48	67,7	141%
94-04	50	38	50,7	133%
94-05	34	30	16,9	56%
94-06	77	63	0,5	1%
94-07	4	2	18,2	910%
94-08	88	66	17,1	26%
94-09	163	132	17,1	13%
94-10	39	38	32,9	87%
94-11	54	29	3,7	13%
94-12	94	76	44,2	58%

Schema

för mätning och provtagningar vid Rönneholms avfallsupplag
enligt kontrollprogram fastställt av länsstyrelsen 1985-06-27

Provschema för Rönneholms avfallsupplag samt det år från vilket
 provpunkten ingår i analyser i detta examensarbete

Antal provtagningar/ år vad gäller fys/kem parametrar:

Ingår i ana- lysen från år	Prov- punkt	BOD7 utan ATU	Kond	Susp. äm.	P-tot	N-tot	NO3-N	NH4-N	Fe
1981	2	4	4	4	4	4	4	4	0
1981	4	4	4	4	4	4	4	4	0
1981	28	0	4	0	4	4	0	0	4
1981	30	0	12	0	4	4	0	0	4
1981	32	12	12	12	12	12	12	12	1
1983	33	0	12	0	0	0	0	0	0
1983	34	0	12	0	0	0	0	0	0
1985	35	0	12	0	0	0	0	0	0
1985	37	0	12	0	0	0	0	0	0
1985	38	0	12	0	0	0	0	0	0
1985	39	0	12	0	0	0	0	0	0
1987	41	0	0	0	0	0	0	0	0
1987	42	0	0	0	0	0	0	0	0
1987	43	0	0	0	0	0	0	0	0
1987	44	0	0	0	0	0	0	0	0

Ingår i ana- lysen från år	Prov- punkt	Cd	Hg	Pb	Cr	Coli.bakt T.stab. 44C	Tot 35C	Nivå- mätn.	Flödes- mätn.
1981	2	0	0	0	0	4	4	1	0
1981	4	0	0	0	0	4	4	1	0
1981	28	4	4	4	4	0	0	12	0
1981	30	4	4	4	4	0	0	12	0
1981	32	1	1	1	1	4	4	12	12
1983	33	0	0	0	0	0	0	12	0
1983	34	0	0	0	0	0	0	12	0
1985	35	0	0	0	0	0	0	12	0
1985	37	0	0	0	0	0	0	12	0
1985	38	0	0	0	0	0	0	12	0
1985	39	0	0	0	0	0	0	12	0
1987	41	0	0	0	0	0	0	12	0
1987	42	0	0	0	0	0	0	12	0
1987	43	0	0	0	0	0	0	12	0
1987	44	0	0	0	0	0	0	12	0

Provpunkt 2 är ytvattenprovtagning nedströms deponin, punkt 4 uppströms. Punkt 33, 34, 35 är yttre diken som fungerar som avledande diken. Punkterna 32, 37 och 38 är inre diken som fungerar som lakvattendiken. Punkterna 28, 30, 39, 41-44 är observationsrör.

Sammanställning

av analysresultat i provtagningspunkt LD 32
vid Rönneholms avfallsupplag 1981-1994

Analysresultat från lakvattendammen,
 provpunkt LD 32, 1981 - 1994

DATUM	LD 32; kond uS/cm	LD BOD7 mg/l	32; LD 32; P-tot mg/l	LD 32; tot mg/l	N- LD 32; N mg/l	NH4- LD 32; mg/l	NO3-N LD 32; mg/l	P-tot mg/l
81-05		72	0,36	140	110	0,03	0,001	
81-06							0,09	
81-07		57	1,8	740	448	0,06	0,093	
81-08		24	1,83	380	132	0,89	0,095	
81-09		94	0,49	260	80	0,8	0,098	
81-10		42	0,61	140	130	10	0,1	
81-11		15	0,22	110	99	3,3	0,1	
81-12		48	1,54	153	150	0,005	0,1	
82-01		23	0,7	96	11,3	2	0,11	
82-02		100	2,5	291	290	0,06	0,11	
82-03		19	0,42	48	47	0,33	0,11	
82-04		33	0,85	200	180	2,8	0,12	
82-05		44	1,2	210	206	2,5	0,13	
82-06		48	1,3	250	16	0,95	0,14	
82-07		40	1,4	200	160	2,3	0,15	
82-08		49	3,4	650	250	7	0,17	
82-09		50	1,2	210	99	8	0,17	
82-10		22	0,84	210	148	19	0,18	
82-11		15	0,93	360	143	15	0,18	
82-12		17	1,2	160	92	8,9	0,18	
83-01		20	1	200	160	3,9	0,18	
83-02		16	1,3	190	150	2,6	0,18	
83-03		17	1	190	130	9,9	0,18	
83-04		25	0,91	180	174	2,5	0,18	
83-05		44	1,6	200	160	5,1	0,19	
83-06		17	1,1	110	90	0,57	0,19	
83-07		16	1,3	120	80	1,9	0,19	
83-08			0,17	25	16	4	0,19	
83-09		1	0,29	30	28	1,3	0,19	
83-10	2280	15	0,18	150	125	11	0,19	
83-11	3100	13	0,65	250	210	16	0,19	
83-12	2620	24	0,49	180	110	16	0,2	
84-01	2290	46	0,74	80	75	3,7	0,21	
84-02	2410	16	0,69	110	100	1,8	0,21	
84-03	2870	17	0,93	200	120	1,8	0,21	
84-04	2690	15	0,79	270	190	1,8	0,22	
84-05	2340	57	0,55	210	185	3,2	0,22	
84-06	1600	55	0,36	127	110	8	0,22	
84-07	1390	69	1,1	90	49	10	0,22	
84-08	1680	36	0,37	120			0,23	
84-09	1840		0,37	99	79,8	12	0,23	
84-10		49	0,36	120	73,8	11	0,23	
84-11		17	0,64	205	190	2	0,24	
84-12	2210	60	0,47	100	87	4,1	0,25	
85-01		14	1,2	150	136	3,2	0,26	
85-02	2200	22	0,9	140	106	0,15	0,26	
85-03	2130	17	0,96	110	100	0,02	0,26	
85-04	1934	18	0,33	100	95	0,04	0,27	
85-05	2140	72	0,44	90	79	0,86	0,27	
85-06	2140	78	0,78	140	83	3,1	0,28	
85-07	2070	58	0,39	190	81	4,6	0,28	
85-08	1828	76	0,32	189	200	26	0,28	
85-09	1950						0,29	
85-10	3020		0,83	517	363	147	0,29	
85-11	2420	54	0,43	119	90	90	0,3	
85-12	2090	35	3,3	145	81,5	48,9	0,3	
86-01							0,31	
86-02	2400	48	0,79	114		22,6	0,32	
86-03	3060	34	1,31	129	1,3	3,5	0,32	
86-04	2670	52	0,19	87	80	4,1	0,32	
86-05	1970	122	0,32	121	102	33	0,32	
86-06	2090	60	0,31	107	55	47	0,32	
86-07	1680	90	0,32	89	67	21	0,32	
86-08	1610	45	0,29	66	50	15	0,32	
86-09	1410	25	0,18	47	42	5	0,33	
86-10	1420	16	0,19	81	46	36	0,33	
86-11	1520	6,1	0,21	76	53	11	0,33	
86-12							0,33	
87-01	1000	25	0,39	92	64	29	0,34	
87-02	1418		0,78	131	124	21	0,34	
87-03	745	22	0,44	74	45	16	0,35	
87-04	1470	11	0,34	51	67	14	0,36	
87-05	1270	60	0,5	55	45	7,9	0,36	

87-06	1270	70	0,45	46	33,8	14,6	0,36
87-07	1570	17	0,19	53	41	11	0,37
87-08	1768	18	0,28	50	45,4	6,8	0,37
87-09	1754	23	0,18	55	47	9	0,37
87-10	1320	47	0,28	45	44	13,4	0,39
87-11	1493	39	0,28	72	47	24,2	0,39
87-12							0,41
88-01		42	0,44	85	65	19,7	0,41
88-02	1700	67	0,41	86	79	11,9	0,42
88-03	1940	79	0,35	83	68	6,1	0,43
88-04	2070	34	0,51	80	69	12	0,43
88-05	1840	110	0,3	113	96,1	11,9	0,44
88-06	2200	47	0,3	117	90	19,2	0,44
88-07	1925	60	1	90	66,8	21	0,44
88-08	1500	20	0,26	55	36,7	11,9	0,45
88-09	1790	3,9	0,18	50	41	8,9	0,47
88-10	1444	12	0,43	47	37,5	6,8	0,48
88-11	1792	19	0,32	55	41,5	9,6	0,49
88-12		54	0,13	44	34	8,3	0,49
89-01	1 933	62	0,19	53	39	11,1	0,5
89-02	1 390	82	0,25	69	50	13,4	0,5
89-03	1 500	140	0,2	87	53	29,8	0,5
89-04	2 070	32	0,22	63	50	8,5	0,51
89-05	1 960	4,2	0,12	92	54	19	0,52
89-06	2 340	23	0,24	61	47	10	0,55
89-07	2 190	110	1,66	71	56,2	11,6	0,61
89-08	2 040	12	1,42	71	55	8,9	0,61
89-09	1 860	10	0,61	50	28	15	0,64
89-10	1 780	19	0,09	45	25,2	16	0,65
89-11	1 266	6,1	0,093	51	8,6	14,9	0,66
89-12	1 392			30			0,67
90-01	1 827	15	0,19	51	28	17	0,69
90-02	1 810	26	0,18	52	34	13	0,69
90-03	1 740	44	0,23	60	43,9	11,2	0,7
90-04	1 931	23	0,14	54	37	12	0,72
90-05	1 620	44	0,32	38	10,2	22,4	0,73
90-06	2 150	100	0,17	62	37	15	0,74
90-07	1 726	55	0,1	54	32,9	15,7	0,78
90-08	2 020	86	0,1	67	19,2	20,3	0,78
90-09	1 772	6,9	0,1	82	59,1	14,9	0,79
90-10	1 611	10	0,11	50	46,5	17,7	0,79
90-11	2 170		0,19	42	38	13,4	0,8
90-12	2 140	10	0,26	67	60	11,3	0,82
91-01	1 452	16	0,27	71,8	67,3	9,6	0,83
91-02	1 561	8,2	0,18	93	6,8	4,2	0,84
91-03	1 304	15	0,23	36,3	33,3	3,9	0,85
91-04	2 580	36	0,26	86	79,7	6,6	0,87
91-05	1 830	40	0,33	80,1	73	7,9	0,87
91-06	2 360	8,6	0,32	78,5	53,9	12,3	0,9
91-07	1 990	32	0,098	69,7	45,5	17,2	0,91
91-08	2 001						0,93
91-09	1 990	1	0,095	53,4	39,3	16,1	0,93
91-10	1 874	5,2	0,19	50,6	28,4	16,9	0,96
91-11	1 801	10	0,22	36,7	36,1	14,3	1
91-12	1 795	7,4	0,21	44,1	37,1	18,4	1
92-01	is	11	0,23	43,7	40,1	11,8	1
92-02	1 180	7,8	0,22	44,4	41,1	6,8	1,01
92-03	1 657	65	1,75	46,5	39,3	3,2	1,07
92-04	1 930	40	0,48	59,3	55,5	3,7	1,1
92-05	2 660	7,5	0,5	56,6		3,1	1,1
92-06	2 120	7,5	0,5	56,6	52,1	3,1	1,2
92-07	2 420	7,2	0,67	75,1	74,3	7,5	1,2
92-08	2 100	7,6	0,73	102	98,2	5,3	1,2
92-09	1 798	4,3	0,11	29,1	27,1	15,1	1,2
92-10	1 880	17	0,87	78	73,2	6,8	1,3
92-11	1 579	7,8	0,21	29,1	26,6	22,7	1,3
92-12	1 556	82	0,8	61,1	55	0	1,3
93-01	1 820	110	0,69	66,1	63,9	0	1,31
93-02	1 636	84	1,5	84	77,5	0	1,32
93-03	1 830	120	0,82	87,4	85,7	0	1,4
93-04	2 160	14	0,32	78,5	78,2	3	1,42
93-05	2 900	12	0,18	52,1	46,8	10,5	1,5
93-06	2 140	54	1,01	57,7	49,8	0	1,5
93-07	1 920	18	0,34	36,3	31,4	2,4	1,54
93-08	1 625	3,6	0,15	36,4	33,9	33,8	1,6
93-09	1 795	3,3	0,001	37,4	33,8	8,9	1,66
93-10	2 010	8,6	0,33	50,3	34,2	9	1,75
93-11	2 189	5,8	0,11	63,1	49,9	13,2	1,8
93-12	2 219	16,3	0,37	59,6	56,8	5,6	1,83

94-01	2 010	140	1,5	73,1	70,1	0	2,13
94-02	1 650	285	3,42	83	79,6	0	2,5
94-03	2 200	150	2,13	85,9	81,8	1,5	3,3
94-04	1 800	48	1,07	57,2	51,7	0	3,4
94-05	2 100	40	0,66	62,3	55,8	0,3	3,42
94-06	1 100	10	0,27	47,7	36	6,1	
94-07	1 400	26	0,33	47,9	40,2	1,7	
94-08	1 886	25	0,52	52,8	45,3	1,31	
94-09	1 500	30	0,87	63,1	53,8	0,95	
94-10		46	1,32	75,3	68,3	0	
94-11	3 300	10,7	0,72	77,8	68	6,4	
94-12	4 260	10,5	0,41	58,3	49,7		

Analysresultat från lakvattendammen,
 provpunkt LD 32, 1981 - 1994

DATUM	LD 32; kond	LD 32; BOD7	LD 32; P-tot	LD 32; N-tot	LD 32; NH4-N	LD 32; NO3-N
	uS/cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
91-01	1 452	16	0,27	71,8	67,3	9,6
91-02	1 561	8,2	0,18	93	6,8	4,2
91-03	1 304	15	0,23	36,3	33,3	3,9
91-04	2 580	36	0,26	86	79,7	6,6
91-05	1 830	40	0,33	80,1	73	7,9
91-06	2 360	8,6	0,32	78,5	53,9	12,3
91-07	1 990	32	0,098	69,7	45,5	17,2
91-08	2 001					
91-09	1 990	1	0,095	53,4	39,3	16,1
91-10	1 874	5,2	0,19	50,6	28,4	16,9
91-11	1 801	10	0,22	36,7	36,1	14,3
91-12	1 795	7,4	0,21	44,1	37,1	18,4
92-01		11	0,23	43,7	40,1	11,8
92-02	1 180	7,8	0,22	44,4	41,1	6,8
92-03	1 657	65	1,75	46,5	39,3	3,2
92-04	1 930	40	0,48	59,3	55,5	3,7
92-05	2 660	7,5	0,5	56,6		3,1
92-06	2 120	7,5	0,5	56,6	52,1	3,1
92-07	2 420	7,2	0,67	75,1	74,3	7,5
92-08	2 100	7,6	0,73	102	98,2	5,3
92-09	1 798	4,3	0,11	29,1	27,1	15,1
92-10	1 880	17	0,87	78	73,2	6,8
92-11	1 579	7,8	0,21	29,1	26,6	22,7
92-12	1 556	82	0,8	61,1	55	0
93-01	1 820	110	0,69	66,1	63,9	0
93-02	1 636	84	1,5	84	77,5	0
93-03	1 830	120	0,82	87,4	85,7	0
93-04	2 160	14	0,32	78,5	78,2	3
93-05	2 900	12	0,18	52,1	46,8	10,5
93-06	2 140	54	1,01	57,7	49,8	0
93-07	1 920	18	0,34	36,3	31,4	2,4
93-08	1 625	3,6	0,15	36,4	33,9	33,8
93-09	1 795	3,3	0,001	37,4	33,8	8,9
93-10	2 010	8,6	0,33	50,3	34,2	9
93-11	2 189	5,8	0,11	63,1	49,9	13,2
93-12	2 219	16,3	0,37	59,6	56,8	5,6
94-01	2 010	140	1,5	73,1	70,1	0
94-02	1 650	285	3,42	83	79,6	0
94-03	2 200	150	2,13	85,9	81,8	1,5
94-04	1 800	48	1,07	57,2	51,7	0
94-05	2 100	40	0,66	62,3	55,8	0,3
94-06	1 100	10	0,27	47,7	36	6,1
94-07	1 400	26	0,33	47,9	40,2	1,7
94-08	1 886	25	0,52	52,8	45,3	1,31
94-09	1 500	30	0,87	63,1	53,8	0,95
94-10		46	1,32	75,3	68,3	0
94-11	3 300	10,7	0,72	77,8	68	6,4
94-12	4 260	10,5	0,41	58,3	49,7	

Sammanställning

av analysresultat i observationsrören 28 och 30
vid Rönneholms avfallsupplag 1981-1994

Analysresultat i
observationsrör 28 och 30

Datum	Rör 28 Kond uS/cm	Rör 30 Kond uS/cm	Kvartal	Rör 28 P-tot mg/l	Rör 30 P-tot mg/l	Rör 28 N-tot mg/l	Rör 30 N-tot mg/l
85-10	85	77	81-01	3,14	0,92	13	11
85-11	99	129	81-02	2,3	0,98	13	12
85-12	102	158	81-03	2,3	1,72	15	29
86-01			81-04	2,2	0,68	13	69
86-02	200	85	82-01	2,5	2,3	8,7	14
86-03	130	220	82-02	1,9	1	12	9,5
86-04	129	97	82-03	0,57	0,52	21	12
86-05	111	161	82-04	1,9	0,54	14	7,7
86-06		101	83-01	1,8	0,41	14	7,7
86-07	48	52	83-02	1,8	0,31	12	7
86-08	137	211	83-03	1,6	0,99	9,3	8,5
86-09	45	92	83-04	1,7	0,32	13	8
86-10	50	130	84-01	1,4	0,17	9,5	5,5
86-11	63	220	84-02	1,6	0,21	11	5,6
86-12	53	191	84-03	1,4	0,31	11	8
87-01	57	220	84-04	1,6	0,31	11	4,9
87-02	64,5	165	85-01	0,15	1,7	4,2	9,2
87-03	56	146	85-02	0,94	0,14	5,7	13
87-04	61	114	85-03			8,4	6,1
87-05	48	138	85-04	1,3	0,2	12	5,7
87-06	34	56	86-01	1	0,16		
87-07	34	54	86-02	1,5	0,14	15	4,9
87-08	65	187	86-03	1,4	0,34	11	4,2
87-09	144	85	86-04	0,79	0,43	6,9	6,5
87-10	51	178	87-01	1	0,2	8,2	5,3
87-11	76	180	87-02	0,93	0,14	9,6	3,5
87-12			87-03				
88-01	92	289	87-04	1	0,24	7,7	3,8
88-02	88	247	88-01	0,71	0,71	10	9,7
88-03	81	193	88-02	0,48	0,22	37	8,6
88-04	82	260	88-03	0,64	0,35	10	0,8
88-05	82	135	88-04	0,45	0,48	6,9	7,5
88-06	56	121	89-01	0,38	0,12	8,3	5
88-07			89-02	0,38		6,8	
88-08			89-03	0,32		8,4	
88-09	92	165	89-04	0,56		9,1	
88-10	61,3	934	90-01	1,2		1,8	
88-11	79	302	90-02	0,44		7,6	
88-12	92	599	90-03				
89-01	96	535	90-04				
89-02	107	480	91-01	0,16	0,5	7,9	3,5
89-03	107	481	91-02	0,64	0,054	12	3
89-04	89		91-03	0,66	0,49	9,1	5,8
89-05	62		91-04				
89-06	65		92-01	0,46	0,07	9,1	3,3
89-07	74		92-02	0,11	0,38	3,9	7,6
89-08	61		92-03	0,35	0,66	7,7	9,4
89-09	62	313	92-04	0,23	0,75	8,8	5
89-10	64	422	93-01	0,53	0,16	9,8	4,8
89-11	64		93-02	0,11	0,65	3,9	11
89-12	70	168	93-03	0,69	0,012	10	3,5
90-01	99		93-04	0,52	0,18	9,6	6,2
90-02	91		94-01	0,46	0,12	4,4	17
90-03	82		94-02	0,62	0,15	8,6	4,2
90-04	82	345	94-03	0,46	0,39	8,6	7,8
90-05	60	164	94-04	0,34	2	6,6	14
90-06	54	132					
90-07	58	125					
90-08	64	153					
90-09	64	43					
90-10	51	130					
90-11	107	212					
90-12	99	177					
91-01	98	180					
91-02	95	157					
91-03	99	153					
91-04	98	123					
91-05	101	123					
91-06	62	97					
91-07	56	69					
91-08	95	104					
91-09	65	94					
91-10	81	134					
91-11	90	142					

91-12	100	15
92-01	167	93
92-02	270	121
92-03	94	135
92-04	83	135
92-05		
92-06		
92-07		
92-08	76	95
92-09	64	126
92-10	78	203
92-11	93	216
92-12	90	197
93-01	97	149
93-02	118	206
93-03		
93-04	87,2	138
93-05	78	92,3
93-06		
93-07	78	95
93-08	146	118
93-09		
93-10	59	84
93-11	94,1	87
93-12		
94-01	52	81
94-02	190	210
94-03	200	260
94-04	190	180
94-05	180	175
94-06	130	110
94-07	110	140
94-08	110	130
94-09	140	130
94-10		
94-11	76,1	98,1
94-12	200	215

Sammanställning

av järnhalten i observationsrör 28 och 30 samt i provtagningspunkt
LD 32 (lakvattendammen) vid Rönneholms avfallsupplag 1981-1994

Analysresultat för järn i observa-
tionsrör 28 och 30 samt lakvatten-
dammen

Kvartal	28 Fe mg/l	30 Fe mg/l	LD 32 Fe mg/l
81-01	0,69	0,46	
81-02	0,62	0,57	12
81-03	0,5	0,65	
81-04	0,51	0,45	4,1
82-01	0,4	0,39	
82-02	0,45	0,44	7,9
82-03	0,52	0,49	4,8
82-04	0,63	0,4	3,5
83-01	0,54	0,3	4,8
83-02	0,49	0,38	3,2
83-03	0,43	0,5	2,6
83-04	0,42	0,33	2,5
84-01	0,47	0,35	9,7
84-02	0,5	0,34	2,4
84-03	0,39	0,33	3,3
84-04	0,39	0,34	7,2
85-01	0,26	0,39	6,2
85-02	0,32	0,26	2,7
85-03	0,71	0,74	
85-04	0,35	0,37	
86-01	0,4	0,38	
86-02	0,3	0,28	
86-03	0,32	0,25	
86-04	0,32	0,24	
87-01	0,27	0,21	
87-02	0,33	0,33	1,5
87-03	0,4	0,4	1,5
87-04	0,28	0,25	2
88-01	0,93	1	
88-02	0,33	0,25	1,4
88-03	0,33	0,33	8,2
88-04	0,41	0,39	
89-01	0,25	0,22	1,6
89-02	2,5		
89-03	0,25		0,8
89-04	0,44		
90-01	0,8		1,7
90-02	0,56		
90-03	0,48		0,78
90-04	0,37	0,44	

Sammanställning

av analysresultat i provtagningspunkterna 2 och 4 i västra diket
vid Rönneholms avfallsupplag 1981-1994

Analysresultat i provtagningspunkt nedströms
avfallsupplaget (provpunkt 2)

År	Kond	BOD7	P-tot	N-tot	NH4-N	NO3-N
Kvartal	uS/cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
81-02		43	0,79	62	62	
81-03		50	3,5	104	120	2,2
81-04		11	1,01	50	46	3,4
82-01		8,3	0,42	16	4,8	5,1
82-02		71	1,2	81	0,45	3,4
82-03		39	3	180	170	8,8
82-04		14	0,52	100	33	9,4
83-01		1	0,22	9,3	3,2	5,6
83-02		2,8	0,2	3	1,4	1,1
83-03		52	0,23	19	12	4,1
83-04	1630	13	0,42	100	76	13
84-01	530	29	0,34	32	26	5,5
84-02	1010	280	3,7	20	12	0,005
84-03	680	11	0,44	13	10,4	2,2
84-04		4,9	0,15	9,3	4,6	3,4
85-01		11	0,22	11	6,1	4,5
85-02	843	8,8	0,2	16	12,6	3,1
85-03	698	8,2	0,3	22,1	2,2	16
85-04	818	19	0,32	36	16	8,2
86-01	800	9,9	0,74	83	83	29,9
86-02		22,4	0,51	37,7	18,3	19,2
86-03	500		0,31	28,8	16	4,8
86-04	1020	3,8	0,13	25,7	14	4,7
87-01	484	48	0,26	21,4	7,1	6,4
87-02	900	9	0,2	18	12,5	6,5
87-03	680	31	0,16	22,6	11,2	11,9
87-04	950	14	0,24	34,5	18,3	13
88-01	630	9,3	0,21	23	5,7	5
88-02	1020	6,3	0,064	28,2	21,1	5,4
88-03	800	4,6	0,21	27	21,4	5,1
88-04	590	2,6	0,27	19	12,8	5,1
89-01	630	7	0,08	21	10,8	9,3
89-02	890	5,6	0,18	24	14	3,8
89-03	1145	17	0,23	37	5,4	5,7
89-04	423	8,3	0,22	33	2,9	13,3
90-01	417	5	0,25	13	2	9,7
90-02	1080	49	0,87	27	13,8	7,5
90-03	1830	1,9	0,08	6	0,77	5
90-04	690	49	0,9	9,7	6,1	6,8
91-01	295	2,8	0,22	6,8	1,7	5
91-02	1030	20	0,76	24,7	22,3	2
91-03	860	3,2	0,23	20,8	16,2	4,6
91-04		4,2	0,38	6,8	6	5,8
92-01	430	2,8	0,86	8,5	3,2	6,2
92-02	890	5,5	0,5	22,1	19,5	3,7
92-03						
92-04	263	2	0,53	1,8	0,43	3,5
93-01	412	1,6	0,14	8,2	3,2	4,9
93-02		3,4	0,71	5,7	4,2	3,9
93-03		3,65	0,41	14,1	12	3,34
93-04	596	4,5	0,34	6,1	4	0,86
94-01	532	2,1	0,2	7,3	3,53	3,12
94-02	902	5,2	0,31	18,6	13,4	3,6
94-03	1337	3,3	0,16	31,1	24,5	3,3
94-04						

Analysresultat i provtagningspunkt uppströms
avfallsupplaget (provpunkt 4)

År	Kond	BOD7	P-tot	N-tot	NH4-N	NO3-N
Kvartal	uS/cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
81-02		2,8	0,23	38	38	
81-03		2,2	0,59	7,2	2,3	0,005
81-04		1,6	0,21	7,7	0,05	4,4
82-01		7,7	0,15	11	0,2	6,5
82-02		3,9	0,34	3,3	0,002	1,3
82-03		1	0,78	3,3	1,9	0,49
82-04		1	0,23	6,5	0,06	6,2
83-01		1	0,15	6,8	5,7	0,08
83-02		310	4,6	6,1	4,2	0,012
83-03						
83-04	657	1,7	0,17	11	1	6,1
84-01	110	1,5	0,13	7	0,05	6,7
84-02	640	5	0,19	3,5	0,03	2,4
84-03	690	5	0,33	2,9	0,12	2,2
84-04		1	0,2	4,8	0,1	3,9
85-01		1,8	0,2	6,4	0,15	5,6
85-02	634	1,7	0,24	4,7	0,08	3,9
85-03	590	5	0,33	15	1,1	12
85-04	430	4,1	0,52	21,3	1,4	20,1
86-01						
86-02		4,8	0,13	56,4	1,5	55,3
86-03						
86-04	610	1,5	0,12	8,1	0,02	3,8
87-01	271	27	0,34	12,6	0,12	5,8
87-02	430	2	0,14	9,7	5,4	8,2
87-03	480	0,80	0,13	5,70	3,10	2,60
87-04	480	3,6	0,27	11,8	1,1	9
88-01	510	4,6	0,08	12,8	0,07	5,8
88-02	610	2,2	0,061	9,2	5,2	4
88-03	500	1,8	0,75	2	0,1	2
88-04	290	3,5	0,36	5	0,05	5
89-01	340	2	0,11	11	0,8	11
89-02	540	9,8	0,88	15	0,2	15
89-03	551	1,2	0,31	12	0,1	12
89-04	292	1,2	0,36	31	0,1	31
90-01	306	6	0,49	14	0,3	14
90-02	658	10	0,16	6	0,27	6
90-03	620	3,1	0,2	5	0,49	5
90-04	580	13	0,78	6,8	0,4	6,9
91-01	250	3,5	0,22	6	0,3	5,1
91-02	560	2,6	0,07	1,6	0,8	0
91-03	560	3,3	0,23	0,6	0,54	0
91-04		2,2	0,07	1,4	0,3	5,2
92-01	350	0,2	0,19	3,6	2,7	6,6
92-02	170	2,2	0,2	3,3	0,28	2,8
92-03						
92-04	292	3,2	0,31	2,6	0,6	6,7
93-01	381		0,12	7	1	5
93-02			0,3	2	1	1
93-03		2,35	0,13	1	1	1
93-04	607	1,6	0,08	5	1	4
94-01	326	3	0,16	5	2	1
94-02	483	6,2	0,16	3	0	2
94-03	721	2,3	0,28	3	0	0
94-04						

Sammanställning

av konduktiviteten i lakvattendammen, inre och yttre lakvattendiken samt i observationsrör 39 vid Rönneholms avfallsupplag 1983-1994

Konduktiviteten (uS/cm) i de yttre och inre dikena,
lakvattendammen samt observationsrör 39

Datum	RÖR 39	YD 33	YD 34	YD 35	ID 37	ID 38	LD 32
83-10		672	594				2280
83-11		821	506				3100
83-12		630	1340				2620
84-01		600	300				2290
84-02		500	400				2410
84-03		590	230				2870
84-04		520	260				2690
84-05		780	980				2340
84-06		480	310				1600
84-07			520				1390
84-08		590	420				1680
84-09		640	700				1840
84-10							
84-11							
84-12		503	532				2210
85-01							
85-02							2200
85-03							2130
85-04		396	296				1934
85-05		425	256				2140
85-06		670	665				2140
85-07			170				2070
85-08		210	210	730	4060	2190	1828
85-09		300	310	380	3380	2300	1950
85-10		428	366	2000	5620	6300	3020
85-11	3530	380	125	1500	3480	1670	2420
85-12	2870	360	39	880	3530	2870	2090
86-01							
86-02							2400
86-03	3130	360		145	368	3300	3060
86-04	2510	428	820	1230	5500	4800	2670
86-05							1970
86-06	2370		860	1080	640	2780	2090
86-07			540			2520	1680
86-08				2380	1010	2220	1610
86-09	2670			750	1750	1280	1410
86-10	2510	190	160	720	1410	860	1420
86-11	2360	360	260	930	1280	840	1520
86-12	1890						
87-01	2330						1000
87-02	2040						1418
87-03	1484	320		245	1348	816	745
87-04	1912	336	257	679	2540	1463	1470
87-05	2270	332	235	700	4090	1676	1270
87-06	2210	247	235	574	3410	995	1270
87-07	2190	245	236	570	3510	989	1570
87-08	3450	422	272	1019	3420	1711	1768
87-09	3650	327	211	733	2300	1128	1754
87-10	2730	403	199	771	2210	1122	1320
87-11	2760	360	280	450	1900	700	1493
87-12							
88-01		390	246	622	2410	1020	
88-02	3260	373		1340	3090	680	1700
88-03	3360	336	316	584	2550	1122	1940
88-04	3190	387	292	940	3790	1418	2070
88-05	2520		224	936	2150	1572	1840
88-06	2370			994	2380	1801	2200
88-07							1925
88-08	1350		204	997	3410	1493	1500
88-09	2630		218	963	3310	1470	1790
88-10	2640		133	878	3190	1394	1444
88-11	3400	420	290	740	1860	1061	1792
88-12	3540	465	187	758	2290	997	
89-01	3520	580	327	867	3790	1147	1 933
89-02	3380	415	390	730	3010	960	1 390
89-03	3380	415	380	731	3010	964	1 500
89-04	3570	439	373	924	3340	1947	2 070
89-05	2480	322	236	831	2060	1530	1 960
89-06	2610			1106	2490	1862	2 340
89-07	2370			1232		2170	2 190
89-08	2460		307	1178	2110	2050	2 040
89-09	2430		314	1060	1930	2080	1 860
89-10	2420		338	910	1844	2200	1 780
89-11	2460	182	127	594	1283	740	1 266
89-12	2706	200	140	654	1411	814	1 392

90-01	3620	572	169	618	2270	1627	1 827
90-02	3410	402	181	599	2260	1062	1 810
90-03	3270	394	189	592	2210	1193	1 740
90-04	3615	493	284	980	4190	1807	1 931
90-05	2320	428	233	1027	2950	2050	1 620
90-06	2070		164	1074	2170	2210	2 150
90-07	2310			1275	3820	4170	1 726
90-08	2270			1700	2240	3450	2 020
90-09	2280			358	1559	948	1 772
90-10	1938	193	131	286	1346	932	1 611
90-11	3700	488	222	984	2750	1984	2 170
90-12	3560	456	177	757	2840	1664	2 140
91-01	3370	423	186	612	1717	1081	1 452
91-02	2290	349	226	374	1492	626	1 561
91-03	3240	363	244	920	3610	2300	1 304
91-04	3300	432	208	963	3760	3790	2 580
91-05	3190	391	261	790	3310	3270	1 830
91-06	2670	346	237	508	1910	1551	2 360
91-07	2170		237	935	1881	1695	1 990
91-08	2210		229	824	1893	1610	2 001
91-09	2310			895	1807	2490	1 990
91-10	2910	166	212	458	1728	1415	1 874
91-11	3090	202	231	693	1793	1437	1 801
91-12	3210	404	265	806	1777	1535	1 795
92-01	3290			826			
92-02	2830	308	244	417	3350	765	1 180
92-03	3340	352	198	570	2740	646	1 657
92-04	2940	672	193	672	2910	1890	1 930
92-05	2640	416	219	862	3380	2900	2 660
92-06	1942		423	1271	4630	4590	2 120
92-07				1240	3680	3620	2 420
92-08			256	427	2130	1533	2 100
92-09				818	2050	1730	1 798
92-10	2790		368	538	1780	1774	1 880
92-11	3240	459	233	376	1437	1525	1 579
92-12	2940	402	154	363	1686	846	1 556
93-01	2192	147		391	1620	723	1 820
93-02	2700			493			1 636
93-03							1 830
93-04				540	2080	2240	2 160
93-05				780	2080	1758	2 900
93-06							2 140
93-07				606	1805	1507	1 920
93-08	1000		2210	1100	1750	1725	1 625
93-09							1 795
93-10		209	180	540	1970	1680	2 010
93-11	2050	210	110	480	2010	1660	2 189
93-12							2 219
94-01	2800	200	102	45	2030	1654	2 010
94-02	3400	210	220	520	2500	1745	1 650
94-03	8300	280	530	960	5300	3260	2 200
94-04	4600			970	7100	2900	1 800
94-05	4500			975	7050	2750	2 100
94-06	2100			1100	2900	1360	1 100
94-07	1600			220	1100	2600	1 400
94-08	1600			1900	1300	2500	1 886
94-09	1500			2000	1200	2600	1 500
94-10							
94-11	4700	400	200	500	3200	2400	3 300
94-12	5400	40	300	600	4100	2300	4 260

Sammanställning

av vattennivåer i observationsrören 28, 30 och 39
samt av nederbörden vid Rönneholms avfallsupplag 1982-1994

Vattennivåer (mNN) i observationsören 28, 30 och 39
 samt nederbördsdata från SMHI:s station vid Stehag

Datum	Nederbörd SMHI	Nederbörd MERAB	Obs.rör 28	Obs.rör 30	Obs.rör 39
82-03	70	59,60	56,50	56,30	
82-04	32	27,60	56,40	56,20	
82-05	42	36,20	56,40	56,10	
82-06	59	61,80	56,40	56,10	
82-07	24	22,50			
82-08	128	113,70	56,28	56,05	
82-09	27	22,60	56,22	55,95	
82-10	150	150,50	56,44	56,32	
82-11	73	60,50	56,46	56,34	
82-12	101	73,30	56,45	56,32	
83-01	84	66,50	56,52	56,42	
83-02	28	27,40	56,39	56,22	
83-03	115	97,10	56,43	56,33	
83-04	65	58,80	56,45	56,33	
83-05	92	88,60	56,45	56,35	
83-06	43	34,70	56,37	56,16	
83-07	13	17,90	56,24	55,93	
83-08	18	16,50	56,04	55,64	
83-09	123	91,50			
83-10	90	68,00	56,25	56,12	
83-11	77	67,30	56,15	56,24	
83-12	67	76,70	56,33	56,26	
84-01	151	101,40	56,40	56,33	
84-02	37	30,00	56,35	56,28	
84-03	8	6,60	56,25	56,09	
84-04	15	13,80	56,27	56,24	
84-05	58	31,80	56,19	56,04	
84-06	138	138,60	56,27	56,23	
84-07	75	64,80	56,27	56,07	
84-08	72	70,20	56,20	56,10	
84-09	123	97,80	56,35	56,57	
84-10	116	99,60	56,38	56,60	
84-11	47	43,20	56,32	56,18	
84-12	49	52,30	56,39	56,32	
85-01	65	41,10	56,26	56,10	
85-02	16	29,70	56,31	55,78	
85-03	62	60,30	56,26	56,22	
85-04	75	54,10	56,24	56,34	
85-05	53	51,40	56,30	56,33	
85-06	76	64,20	56,18	55,98	
85-07	37	59,20	56,28	56,09	
85-08	109	109,20			
85-09	125	117,30			
85-10	16	14,70	56,34	56,23	
85-11	89	74,40			
85-12	161	152,30	56,12	56,19	56,84
86-01	97	79,60			
86-02	7	5,10	56,13	55,70	
86-03	57	52,00	57,42	56,93	58,06
86-04	76	31,50	56,05	55,96	56,64
86-05	43	46,50	57,37	56,88	58,07
86-06	23	18,10		55,71	56,32
86-07	56	55,70	56,22	55,31	
86-08	45	41,90		55,30	

86-09	62	49,20	55,97	55,31	55,53
86-10	80	65,80	55,97	55,85	55,90
86-11	88	71,60	56,10	56,01	56,35
86-12	105	90,20	56,14	55,84	56,28
87-01	37	37,00	56,08	56,00	56,46
87-02	45	38,00	56,10	55,95	56,33
87-03	45	35,80	56,06	56,01	56,46
87-04	45	41,50	56,19	56,08	56,40
87-05	51	47,40	56,17	55,96	56,35
87-06	129	115,70	56,17	56,02	56,40
87-07	111	107,80	56,17	56,04	56,43
87-08	48	56,30	56,09	55,66	56,35
87-09	85	73,30	56,13	56,21	56,31
87-10	31	30,60	56,33	55,92	56,35
87-11	74	64,80	56,18	56,11	56,79
87-12	72	60,00			56,44
88-01	139	38,00	56,09	56,10	56,55
88-02	97	72,50	56,66	56,12	56,55
88-03	69	61,90	56,25	56,23	56,56
88-04	33	30,20	56,59	56,52	56,41
88-05	15	14,70	55,88	55,83	56,23
88-06	19	18,00	55,88	55,51	56,04
88-07	127	106,70			55,97
88-08	47	55,00	55,89	55,65	55,75
88-09	106	91,90	55,79	55,40	55,57
88-10	90	79,70	55,99	55,80	55,81
88-11	48	39,90	56,08	55,90	56,30
88-12	85	71,70	56,53	56,02	56,27
89-01	21	16,50	56,03	55,96	56,25
89-02	52	38,50	55,96	55,95	56,35
89-03	88	62,70	55,93	55,98	56,32
89-04	26	25,90	56,00		56,28
89-05	10	8,00	56,02		56,19
89-06	61	48,00	55,83	55,54	56,11
89-07	74	84,00	55,81		55,93
89-08	0	81,00	55,81		55,39
89-09	0	39,60	55,78	55,34	55,40
89-10	0	70,30	55,73	55,23	55,42
89-11	31	33,40	56,49		56,07
89-12	60	52,20	56,51	55,93	56,18
90-01	75	66,00	56,04		56,37
90-02	66	58,90	56,06		56,32
90-03	48	40,90	56,07		56,28
90-04	33	29,50	56,04	56,02	56,09
90-05	56	52,00	55,98	55,95	56,07
90-06	49	56,60	55,87	55,68	56,02
90-07	84	87,30	55,76	55,49	56,06
90-08	33	28,60	55,69	55,34	55,91
90-09	104	116,60	55,94	55,93	56,13
90-10	67	86,60	55,60	56,09	56,42
90-11	60	55,40	56,03	55,99	56,21
90-12	34	32,10	56,04	56,02	56,21
91-01	67		56,06	56,05	56,16
91-02	23		54,78	55,90	56,40
91-03	25		56,03	56,02	56,21
91-04	44		56,01	55,94	56,17
91-05	51		55,99	55,98	56,13
91-06	150		56,09	56,08	54,48
91-07	26		55,83	55,52	56,08
91-08	65		55,23	55,39	55,84
91-09	63		55,82	55,38	55,99
91-10	54		56,06	55,96	56,15
91-11	97		55,94	55,95	56,24
91-12	88		55,94	55,90	56,22
92-01	25		55,96	55,91	56,18
92-02	42		56,04	56,02	56,24
92-03	72		55,99	56,02	56,38

92-04	45	56,01	56,01	56,33
92-05	17	56,02	55,96	56,20
92-06	0	55,81	55,41	
92-07	55	55,19	55,70	55,54
92-08	91	55,72	55,26	55,22
92-09	52	55,72	55,50	55,23
92-10	71	55,88	55,88	56,00
92-11	141	55,79	56,06	56,26
92-12	0	55,98	55,96	56,24
93-01	107	56,02	55,94	56,33
93-02	38	55,90	55,91	
93-03	15			
93-04	12	55,90	55,68	56,10
93-05	18	55,70	55,50	55,90
93-06	28			
93-07	184	55,67	55,64	55,67
93-08	64	55,68	55,16	55,84
93-09	80			
93-10	85	55,55	55,21	55,29
93-11	28	55,60	55,90	55,24
93-12	113			
94-01	109	55,62	55,32	55,54
94-02	51	55,85	55,76	56,04
94-03	106	56,00	55,96	56,24
94-04	35	55,85	55,76	56,14
94-05	37	55,80	55,71	56,05
94-06	83	56,15	55,41	56,72
94-07	1	56,00	55,41	55,79
94-08	83	56,00	55,78	55,84
94-09	168	55,97	56,76	55,80
94-10	46			
94-11	65	55,92		56,20
94-12	140	56,75	55,86	57,15

Sammanställning

av vattennivåer i observationsrören 41-44 samt
av nederbörden vid Rönneholms avfallsupplag 1987-1994

Vattennivåer (mNN) i observationsören 41 till 44
 samt nederbördsdata från SMHI:s station vid Stehag

Datum	Nederbörd		Obs.rör 41	Obs.rör 42	Obs.rör 43	Obs.rör 44
	SMHI	MERAB				
87-07	111	107,8	54,91	55,47	56,69	54,61
87-08	48	56,3	54,92	55,84	56,72	54,66
87-09	85	73,3	54,90	55,37	56,56	54,49
87-10	31	30,6	55,09	55,21	56,55	54,67
87-11	74	64,8	55,31	55,22	56,65	55,05
87-12	72	60,0	55,27	55,26	56,80	55,32
88-01	139	38,0	55,50	55,46	57,21	55,76
88-02	97	72,5	55,68	55,63	57,42	56,33
88-03	69	61,9	55,56	55,34	57,32	55,66
88-04	33	30,2	55,41	55,31	57,22	55,65
88-05	15	14,7	55,46	55,82	57,15	55,15
88-06	19	18,0	55,13	56,04	57,07	54,26
88-07	127	106,7	55,29	55,04	57,02	54,67
88-08	47	55,0	54,97	55,30	57,04	54,87
88-09	106	91,9	54,91	55,19	56,79	54,46
88-10	90	79,7	55,25	55,10	56,84	54,95
88-11	48	39,9	55,41	55,09	56,97	55,27
88-12	85	71,7	55,43	55,36	56,81	56,23
89-01	21	16,5	55,51	55,43	56,82	56,22
89-02	52	38,5	55,38	55,31	57,08	56,93
89-03	88	62,7	55,37	55,23	57,05	56,99
89-04	26	25,9	55,39	54,98	57,15	57,37
89-05	10	8,0	55,62	56,50	57,01	56,68
89-06	61	48,0	55,03	56,10	56,89	56,44
89-07	74	84,0				
89-08	0	81,0	55,46	56,21	56,74	56,59
89-09	0	39,6	55,39	56,11	56,79	56,56
89-10	0	70,3	55,21	56,03	56,81	56,53
89-11	31	33,4	55,68	55,65	56,87	57,38
89-12	60	52,2	55,66	55,60	56,93	57,04
90-01	75	66,0	55,64	55,70	56,95	57,49
90-02	66	58,9	55,60	55,93	56,91	57,96
90-03	48	40,9	55,59	55,81	56,90	57,88
90-04	33	29,5	55,46	55,04	56,84	56,92
90-05	56	52,0	55,48	55,07	56,79	56,25
90-06	49	56,6	55,42	54,98		55,85
90-07	84	87,3				
90-08	33	28,6	55,08	55,00		55,09
90-09	104	116,6	54,81	54,91		55,54
90-10	67	86,6	55,80	56,07		57,93
90-11	60	55,4	55,40	54,94		57,42
90-12	34	32,1	55,50	54,96		57,54
91-01	67		55,77	54,93		57,70
91-02	23		55,79	55,92		58,02
91-03	25		55,51	54,81		57,52
91-04	44		55,40	54,59		57,56
91-05	51		55,38	54,67		57,48
91-06	150		56,02	56,62		58,01
91-07	26		55,37	56,58		57,35
91-08	65		55,19	56,57		57,20
91-09	63		55,07	56,54		57,15
91-10	54		56,10	56,54	57,67	58,02
91-11	97		55,69	56,58	57,53	57,96
91-12	88		55,52	56,58	57,70	57,62
92-01	25		55,75	55,23	58,01	57,77

92-02	42	56,45	56,54	58,13	57,98
92-03	72	55,97	56,54	57,94	58,05
92-04	45	55,74	56,48	57,93	57,96
92-05	17	55,63	57,82	57,90	57,71
92-06	0	55,39	55,00	59,59	57,73
92-07	55	55,43	56,75	59,00	57,17
92-08	91	56,53	56,75	59,23	58,19
92-09	52	56,52	56,72	59,58	57,99
92-10	71	56,50	56,71	59,38	58,14
92-11	141	55,89	56,45	59,51	58,22
92-12	0	55,86	56,40	59,34	58,51
93-01	107	55,96	56,36	57,55	56,53
93-02	38	55,44	55,19	57,25	
93-03	15				
93-04	12	55,32	56,44	57,25	55,92
93-05	18				
93-06	28	56,40	56,64	57,35	55,77
93-07	184	56,30	56,64	57,35	55,90
93-08	64	56,28	56,69	57,25	56,47
93-09	80				
93-10	85	56,10	56,89	57,35	55,47
93-11	28	56,15	56,99	57,45	55,67
93-12	113	56,10	57,04	57,60	55,77
94-01	109	56,15	57,09	57,75	55,87
94-02	51	56,40	56,79	57,95	56,07
94-03	106	57,00	56,49	58,15	56,67
94-04	35	56,10	56,29	57,65	56,27
94-05	37	56,05	56,19	57,60	56,22
94-06	83	56,90	55,09	57,45	56,27
94-07	1	56,80	56,09	57,20	55,77
94-08	83	56,85	55,89	57,35	55,97
94-09	168	56,80	55,99	57,30	55,97
94-10	46				
94-11	65	55,65	55,14		56,27
94-12	140	56,95	56,49	57,55	56,12

Sammanställning

av vattennivåer i inre och yttre lakvattendiken, observationsrör 39,
samt i lakvattendammen vid Rönneholms avfallsupplag 1985-1994

Vattennivåer i lakvattendikena, lakvattendammen samt
 observationsrör 39 samt nederbördsdata från SMHI:s station vid
 Stehag

Datum	Nederbörd		Nederbörd							Obs.rör 39
	SMHI	MERAB	LD 32	YD 33	YD 34	YD 35	ID 37	ID 38		
85-09	125	117,30	53,72	54,26	54,25	54,01	53,87	54,04		
85-10	16	14,70	53,50	54,70	54,26	53,91	54,12	54,11		
85-11	89	74,40		53,65		53,95	54,00	53,86		
85-12	161	152,30		54,36		54,60	54,13	54,14	56,84	
86-01	97	79,60								
86-02	7	5,10								
86-03	57	52,00		54,30		53,91	54,11	55,85	58,06	
86-04	76	31,50		54,32		53,89	54,09	54,13	56,64	
86-05	43	46,50		54,02	54,03	54,62	54,64	54,19	58,07	
86-06	23	18,10	53,74	54,00	54,46	53,82	54,06	54,10	56,32	
86-07	56	55,70	54,00					54,07		
86-08	45	41,90	53,45	54,00		54,04	54,42	54,05		
86-09	62	49,20	53,42			53,84	54,25	54,18	55,53	
86-10	80	65,80	53,83	54,24	54,73	53,59	54,31	54,30	55,90	
86-11	88	71,60	54,06	54,31	54,97	54,23	54,34	54,34	56,35	
86-12	105	90,20							56,28	
87-01	37	37,00							56,46	
87-02	45	38,00							56,33	
87-03	45	35,80	53,67	54,35		54,08	54,23	54,23	56,46	
87-04	45	41,50	53,94	54,10	54,46		54,30	54,20	56,40	
87-05	51	47,40	54,22	54,34	54,28	53,63	54,18	54,19	56,35	
87-06	129	115,70	54,25	54,34	54,28	53,67	54,22	54,23	56,40	
87-07	111	107,80	54,40	54,35	54,27	53,67	54,38	54,39	56,43	
87-08	48	56,30	54,22	54,26	54,24	53,68	54,19	54,20	56,35	
87-09	85	73,30	53,44	54,30	54,26	53,75	54,44	54,25	56,31	
87-10	31	30,60	54,17	54,31	54,27	53,77	54,20	54,21	56,35	
87-11	74	64,80	54,14	54,39	54,27	54,34	54,03	54,27	56,79	
87-12	72	60,00							56,44	
88-01	139	38,00	54,35	54,35	54,34	53,79	54,31	54,33	56,55	
88-02	97	72,50	53,83	54,37		53,85	54,35	54,36	56,55	
88-03	69	61,90	53,91	54,32	54,38	53,75	54,31	54,33	56,56	
88-04	33	30,20	54,05	54,31	54,31	53,65	54,45	54,36	56,41	
88-05	15	14,70	54,00		54,25	53,64	54,41	54,33	56,23	
88-06	19	18,00	54,00			53,65	53,89	54,21	56,04	
88-07	127	106,70						54,21	55,97	
88-08	47	55,00	54,15	54,03	54,19	53,67	54,14	54,13	55,75	
88-09	106	91,90	54,09		54,15	53,67	54,07	54,11	55,57	
88-10	90	79,70	54,17	54,03	54,26	53,72	54,15	54,14	55,81	
88-11	48	39,90	54,45	54,31	54,37	53,84	54,43	54,44	56,30	
88-12	85	71,70	54,32	54,33	54,38	53,89	54,41	54,43	56,27	
89-01	21	16,50	54,49	54,32	54,34	53,80	54,41	54,43	56,25	
89-02	52	38,50	54,37	54,34	54,35	53,85	54,37	54,38	56,35	
89-03	88	62,70	54,40	54,35	54,36	53,86	54,40	54,39	56,32	
89-04	26	25,90	54,47	54,34	54,33	53,76	54,48	54,48	56,28	
89-05	10	8,00	54,25	54,31	54,30	53,71	54,26	54,30	56,19	
89-06	61	48,00	53,78			53,68	54,14	54,24	56,11	
89-07	74	84,00	53,77			53,64		54,28	55,93	
89-08	0	81,00	53,72		54,12	53,64	54,15	54,24	55,39	
89-09	0	39,60	53,83		54,10	53,71	54,11	54,23	55,40	
89-10	0	70,30	54,05	54,27	54,33	53,89	54,39	54,44	55,42	
89-11	31	33,40	54,10	54,29	54,28	53,92	54,45	54,47	56,07	
89-12	60	52,20							56,18	
90-01	75	66,00	54,23	54,33	54,42	54,05	54,39	54,58	56,37	
90-02	66	58,90	54,26	54,34	55,68	54,03	54,38	54,58	56,32	

90-03	48	40,90	54,17	54,35	54,42	53,99	54,39	54,57	56,28
90-04	33	29,50	54,40	54,31	54,34	53,79	54,32	54,46	56,09
90-05	56	52,00	54,12	54,29	54,31	53,75	54,30	54,45	56,07
90-06	49	56,60	53,87		54,28	53,73	54,01	54,32	56,02
90-07	84	87,30	54,00			53,71		54,01	56,06
90-08	33	28,60	53,81			53,68		54,34	55,91
90-09	104	116,60	54,14			54,11		54,01	56,13
90-10	67	86,60	54,50	54,32	54,37	54,35		54,48	56,42
90-11	60	55,40	54,34	54,03	54,37	54,03		54,37	56,21
90-12	34	32,10	54,48	54,30	54,37	54,03	54,38	54,37	56,21
91-01	67		54,30	54,33	54,37	54,02	54,46	54,45	56,16
91-02	23		54,63	54,39	54,39	54,14	54,63	54,63	56,40
91-03	25		54,45	54,30	54,64	53,85	54,48	54,49	56,21
91-04	44		54,34	54,30	54,32	54,83	54,38	54,37	56,17
91-05	51		54,30	54,29	54,34	53,82	54,40	54,41	56,13
91-06	150		54,22	54,34	54,42	54,19	54,63	54,63	54,48
91-07	26		54,26		54,21	53,76	54,30	54,31	56,08
91-08	65		54,20		54,20	53,74	54,15	54,30	55,84
91-09	63		54,10			53,75	54,14	54,16	55,99
91-10	54		54,34	54,29	54,36	54,15	54,39	54,39	56,15
91-11	97		54,45	54,29	54,34	54,67	53,95	54,52	56,24
91-12	88		54,62	54,29	54,35	53,90	54,65	54,51	56,22
92-01	25					53,91			56,18
92-02	42		54,65	54,33	54,20	54,03	54,81	54,60	56,24
92-03	72		54,66	54,35	54,11	54,05	54,83	54,54	56,38
92-04	45		54,37	54,35	54,09	53,99	54,71	54,57	56,33
92-05	17		54,44	54,33	54,09	53,94	54,60	54,58	56,20
92-06	0		54,00			53,85	53,72	54,21	54,07
92-07	55		54,00			54,73	54,05	54,11	55,54
92-08	91		54,04		53,86	53,97	54,20	54,19	55,22
92-09	52		53,94	54,03	54,14	53,81	54,88	54,10	55,23
92-10	71		54,11	54,03	54,14	54,02	54,15	54,16	56,00
92-11	141		54,35	54,32	54,41	54,31	54,38	54,37	56,26
92-12	0		54,39	54,33	54,44	54,30	54,42	56,24	56,24
93-01	107			54,43		54,48		54,86	56,33
93-02	38					54,05		56,10	
93-03	15								
93-04	12		54,33			53,95	54,33	54,39	56,10
93-05	18		53,93			53,90	53,95	54,14	55,90
93-06	28								
93-07	184		54,18			53,85	54,25	54,29	55,67
93-08	64		54,73		54,20	53,95	54,35	54,24	55,84
93-09	80								
93-10	85			54,18				54,39	55,29
93-11	28		54,13	54,18	54,20	54,00	54,45	54,34	55,24
93-12	113								
94-01	109		54,51	54,30	54,34	54,15	54,74	54,47	55,54
94-02	51		54,48	54,38	54,30	54,10	54,75	54,33	56,04
94-03	106		54,48	54,83	54,14	54,15	54,80	54,79	56,24
94-04	35		54,48			54,00	54,20	54,34	56,14
94-05	37		53,38			53,95	54,35	54,34	56,05
94-06	83		54,73			54,10	54,55	54,19	56,72
94-07	1		54,38			53,90	54,40	54,44	55,79
94-08	83		54,43			53,95	54,45	54,04	55,84
94-09	168		54,48			54,00	54,49	54,04	55,80
94-10	46								
94-11	65		54,43	54,28		54,35	54,69	54,54	56,20
94-12	140			54,30		54,25	54,55	54,67	57,15

Sammanställning

av lakvattenmängder, utsläpp av lakvatten till diken,
bevattningsmängder samt årsnederbörden vid Rönneholms avfallsupplag

Lakvattenmängder vid Rönneholms avfallsupplag. Notera att lakvattenmängden minskade under åren 1989 och 1990. Det kan bero på att avfallsupplaget växt på höjden och ökat sin vattenhållande förmåga eller på den bevattning av upplaget med lakvatten som skett sedan 1983. Det kan ge upphov till en grundvattengradient från upplaget och därmed minska inflöde av grundvatten till upplaget. Sedan 1988 sker inga utsläpp till diket annat än då hög nederbörd orsakar ett överskott av lakvatten.

År	Nederbörd mm/år	Lakvatten produktion m ³ /år	Utsläpp till dike m ³ /år	Bevattnings- vatten m ³
1981	946	186 000	186 000	
1982	801	120 000	120 000	
1983	815	153 000	126 100	27 700
1984	889	168 000	148 100	20 000
1985	884	139 700	109 700	30 000
1986	739	144 300	87 000	57 300
1987	773	100 000	78 800	7 200
1988	875	146 100	48 600	67 300
1989	423	97 500	0	133 500
1990	709	51 400	0	55 400
1991	753	?	?	?
1992	611	?	?	?
1993	772	?	13 055	?
1994	924	?	0	?

Sammanställning

av geokemiska analyser och bäckvattenväxtanalyser
utförda av SGU hösten 1995

Geokemiska analyser och
bäckvattenanalyser
utförda av SGU

Bäckvattenväxter	Filborna			Rönneholm *		
	Hg; högsta (ppm)	Hg; medel (ppm)	Hg; lägsta (ppm)	Hg; högsta	Hg; medel	Hg; lägsta
	0,091	0,0534	0,012	0,09	0,0445	0,021
	Provnr.	mg/kg prov		Provnr.	mg/kg prov	
	601	0,07		604		
	602	0,034		605	0,025	
	603	0,017		606	0,021	
				607	0,013	
Högsta uppmätta värdet i Sverige i ppm:	1,414					
Medel i Sverige i ppm:	0,0531					
Markprover	Filborna			Stavröd		
	Prov nr:	fält	Hg, mg/kg torrs.	Prov nr:	fält	Hg, mg/kg torrs.
	101		0,02	106	ngt påverkat	0,006
	102	ngt påverkat	0,01	107	ngt påverkat	0,006
	103	mkt påverkat	0,041	108	påverkat	0,005
	104	ngt påverkat	0,022	109	påverkat	0,008
	105	påverkat	0,007			

* Värden från Rönneholm saknas, enligt SGU motsvaras dock värdena av de uppmätta vid Stavröd.

Sammanställning

av några av de undersökningar och utredningar
som gjorts över Filborna avfallsupplag och Rönneholms avfallsupplag

En sammanställning av de utredningar som har bidragit till de uppgifter om upplagens hydrologi, hydrogeologi och geologi. Observera att detta är inte en komplett lista över alla de utredningar och undersökningar som gjorts över Filborna och Rönneholms avfallsupplag.

Filborna

1. Utlåtande över geoteknisk-hydrogeologisk utredning inom planerat deponeringsområde vid Filborna i Helsingborg. K-Konsult, 26 juni 1970. Avser nu utnyttjat område.
2. Utredning för klarläggande av möjligheterna att deponera vissa typer av kemiskt avfall inom markområde i anslutning till Filborna deponeringsanläggning, Industrins vatten- och luftvård AB, 10 dec. 1975.
3. Hydrogeologisk- geoteknisk utredning för gipsdeponering vid Rökille. VIAK, 7 jan. 1976. Avser Bolidens gipsdeponering.
4. Utlåtande över geologisk-hydrogeologisk-geoteknisk undersökning för regionalt avfallsupplag inom Filborna i Helsingborgs kommun. Geokonsult, 7 maj 1980. Avser hela det då tänkta deponeringsområdet.
5. Områdesplan för Filbornaområdet, K-Konsult, 2 dec. 1983.
6. Översiktlig geoteknisk utredning för förhöjning av avfallsupplag inom Filborna-tippen i Helsingborg. K-Konsult, 24 febr. 1984. Avser förhöjning inom nu utnyttjat område.
7. Geologisk-hydrogeologisk-geoteknisk undersökning för regionalt avfallsupplag vid Filborna (del II), Helsingborgs kommun, Geokonsult, 31 aug. 1984.
8. Nordvästra Skånes Renhållnings AB (NSR) - Teknisk beskrivning - framtida avfallshantering, K-Konsult 29 april 1985. Utgör underlag till en ansökan enligt miljöskyddslagen från NSR för behandling och deponering av avfall.
9. Geohydrologisk undersökning vid Filborna avfallsupplag i Helsingborg, examensarbete i geologi vid Lunds Universitet, Karin Eken, 1987.
10. Geohydrologisk utredning inom Filborna deponiområde, Nordvästra Skånes Renhållnings AB. Geokonsult, 15 januari 1987. Avser etapperna 1 -5.
11. Brunnsundersökningar runt Filbornaområdet, K-Konsult, 1989.
12. PM rörande funktion av drän- och lakvattenledningar m.m., VIAK, 17 april 1989.
13. Geohydrologisk utredning för Filbornaområdet, Helsingborgs kommun, Geokonsult, 9 mars 1989.
14. Undersökning av Filborna avfallsanläggning, Geokonsult, 5 dec. 1989. Avser installering av observationsrör.
15. PM beträffande lägsta grundvattenytan inom delen Filborna deponeringsområde och Vålavägen, Helsingborgs kommun, Geokonsult, 6 mars 1990.
16. PM beträffande grundvattnets strömningsriktning sydväst om Filborna deponeringsområde, delen mellan depågatan och Hjortshögsvägen i Helsingborgs kommun, Geokonsult, 6 mars 1990.
17. Geoteknisk undersökning, Geokonsult, 31 maj 1990. Avser ny dräneringsledning längs Vålavägen vid Filborna avfallsanläggning.
18. Geohydrologiska uppgifter avseende Filbornaområdet, delen norr om gamla Väla bäck, Helsingborgs kommun, Geokonsult, 18 juni 1990.
19. Kurzbericht, Grundwasserbeschaffenheit und Möglichkeiten des Monitorings von Grund- und Oberflächenwasser im Bereich der Deponie Filborna, Helsingborg, Dr. Dittrich & Partner Unternehmensberatung GmbH, 7 juli 1993.
20. Geoteknisk uppföljning och kontroll av anläggningsarbeten. Askupplag, provtagning och laboratorieundersökning, LM Geokonsult AB, 25 jan. 1994.
21. Hydrogeologie, Hydrodynamik und Hydrochemie Deponieüberwachung und Monitoringprogramm, Dr. Dittrich & Partner Hydro-Consult GmbH, 7 april 1994.
22. Geoteknisk undersökning. Helsingborgs stad, NSR, Filborna deponeringsområde, lakvatten, magasinering och hantering, KM Geokonsult, 13 maj 1994.

23. Kompletterande geoteknisk PM, KM Geokonsult, 6 juli 1994. Avser lakvatten, magasinering och hantering.

Rönneholm

1. Utredning beträffande soptipp på Rönneholms mosse i Eslöv, VBB, 31 Januari 1967. I samband med övertagandet av tippen av Eslövs kommun utredde VBB förhållandena vid denna samt upprättade förslag till tippningsplan mm.
2. Utredning angående föroreningskontroll samt åtgärder mot föroreningsutbredning vid Eslövs kommuns avstjälningsplats, VBB, 9 maj 1972. Denna utredning innehöll bl.a. förslag till kontrollprogram.
3. Utlåtande angående de geotekniska förhållandena inom deponeringsområdet, VBB, 27 maj 1975. Reviderad 21 nov. 1977. Utredning av de geotekniska förhållandena som underlag för planering av utbyggnad av avfallsupplaget.
4. Utredning angående fortsatt tippning av avfall på Rönneholms mosse, VBB, 28 juli 1975. I utredningen redovisas avfallsprognoser, förslag till plan för fortsatt tippning och återställning samt resultat av utförda vattenprovtagningar. Förslag till modifierat kontrollprogram lämnas också samt skötselavvisningar.
5. Avslutningsplan avseende 1979-05-01, VBB, 11 febr. 1977.
6. Utredning angående fortsatt deponering av avfall på Rönneholms mosse, VBB, 21 nov. 1977. I utredningen redovisas avfallsprognoser, förslag till deponerings- och avslutningsplaner samt resultaten från utförda vattenprovtagningar.
7. Redogörelse för analyser av grundvatten från område kring avfallsupplag på Rönneholms mosse, VBB, 31 mars 1978. Redogörelsen utgör en komplettering till punkt 4.2 i VBB:s utredning av den 21 nov. 1977.
8. Redogörelse för geohydrologiska undersökningar vid befintligt avfallsupplag samt förslag till åtgärder. K-Konsult, 8 maj 1978. Utredningen låg till grund för ställningstagande till om Rönneholmsområdet kunde användas för regional avfallsbehandling.
9. Redovisning av recipientundersökning under 1978 i Rönne åns övre lopp (mellan utloppet ur Ringsjön och Ljungbyhed), Ingenjörfirman Orrje & CO AB, 4 jan. 1979. Enligt ett förslag till samordnat kontrollprogram för Rönne åns avrinningsområde utarbetat 1976 startade i januari 1978 en samordnad recipientprovtagning i Rönne å. Syftet var bl.a. att ge information om vattenkvaliteten i Rönne åns olika delar och beskriva variationen härav.
10. Utredning angående deponering av kommunalt avfall, VBB, 30 sept. 1981. Kommunen hade tillstånd att deponera avfall fram till halvårsskiftet 1982. Kommunen var därför tvungen att ta ställning i frågan om var en fortsatt deponering av avfall skulle ske.
11. Komplettering av "Utredning angående deponering av kommunalt avfall", VBB, 5 mars 1982. Länsstyrelsen i Malmöhus län begärde en komplettering av ansökningshandlingarna av Eslövs kommuns och Mellanskånes Renhållningsaktiebolags tillståndsansökan till fortsatt deponering.
12. Utredning avseende påverkan på Rönneå från Eslövs avfallsupplag på Rönneholms mosse, Scandiaconsult AB, 24 juni 1982. Det analysmaterial som var tillgängligt när Ingenjörfirman Orrje & Co AB skrev sin redogörelse var inte tillräckligt för att få fram en entydig bedömning av påverkan på Rönneå. Efter 3.5 års ytterligare undersökningar kom denna utredning. Lakvattnet studerades mer ingående såväl till kvantitet som kvalitet sedan början av 1981. Utredningen redovisar hela perioden från 1979, men tonvikten lades på åren 1981 och 1982.
13. PM angående försök med alternativa metoder för rening av lakvatten från Rönneholms avfallsupplag, Eslövs gatukontor, 2 sept. 1982. Ett program med alternativa behandlingsmetoder för lakvatten påbörjades under våren 1982. Detta gjordes för att klarlägga vilka möjligheter som fanns att utnyttja de olika alternativen.
14. Utredning beträffande behandling av lakvattnet från Rönneholms avfallsupplag i Eslövs kommun, VBB, 21 dec. 1983. Utvärdering av de lakvattenförsök som påbörjades 1982 samt laboratieförsök. Utrednings- och undersökningsarbetet utfördes av Eslövs gatukontor och VBB, samt Scandiaconsult vad beträffar utredning om Rönneå.
15. Rapport beträffande driftresultat från lakvattenhanteringen vid Rönneholms avfallsupplag 1981-1990, VBB VIAK, 7 febr. 1991. I rapporten redovisas dels producerade lakvatten- och föroreningsmängder, dels resultat enligt kontrollprogram fastställt av länsstyrelsen.

1. Claeson, Dick & Nilsson, Magnus, 1984: Beskrivning av relationer mellan karlshamnsgraniten och leukograniten i Blekinge.
2. Möller, Charlotte, 1984: Eklogitiska bergarter i Roan, Vestranden, Norge. En mineralinventering och texturstudie.
3. Simeonov, Assen, 1984: En jämförelse mellan Jorandomens tennanomala graniter och revsundsgranitens (Västerbotten) mineralogiska och petrografiska karaktär.
4. Annertz, Kristian, 1984: En petrografisk karaktäristik av en sent postorogen mafisk intrusion i östra Värmland.

Tidigare skrifter i serien "Examensarbeten i Geologi vid Lunds Universitet":

5. Sandström, Klas, 1984: Kartläggning av grundvattenförhållandena i ett delområde av provinsen Nord Kordofan, Sudan.
6. Gustafsson, Bengt-Olof & Ralfsson, Staffan, 1985: Undersökning av högsta kustlinjen på Rydsbjär vid Margareteberg i södra Halland.
7. Helldén, Johan & Nilsson, Anna-Greta, 1985: Undersökning av den baltiska moränleran vid Svalöv, NV-Skåne.
8. Persson, Karin, 1985: Kobolt i pyrit från Kiruna Järnmalmgruva. 1985.
9. Ekström, Jonas, 1985: Stratigrafisk och faunistisk undersökning av Vitabäckslernorna i Skåne.
10. Säll, Eva, 1986: Neobeyrichia from the Silurian of Bjärsjölagård.
11. Markholm, Carl-Owe, 1986: Svagt naturgrus och bergkrossmaterial till bärlager. En laboratoriestudie.
12. Hellström, Carina, 1986: Klassifikation av leptiter i malmstråket mellan Ö. Silvberg och Vallberget, Dalarna.
13. Öhman, Eva, 1986: En petrografisk och mineralogisk studie av en komplex gång bestående av metadiabas och kvartskeratofyr i Kiiruna-vaaragruvan.
14. Holmberg, Glenn & Johansson, Lena, 1986: Sedimentologisk undersökning av de övre glaci-fluviala avlagringarna i Vombsänkan, södra Skåne.
15. Thuning, Bengt & Linderson, Hans, 1986: Stratigrafi och överplöjning i Bussjö-området, Ystad.
16. Bergstedt, Erik & Lööf, Arne I., 1986: Naturvärme- och teknik och geologi med en översiktlig kartläggning av tillgångarna i Kalmar län och Västerviks kommun.
17. Elg, Anette, 1987: Investigation of a wollastonite occurrence in central Sweden.
18. Andrésdóttir, Audur, 1987: Glacial geomorphology and raised shorelines in the Skardsströnd-Saurbauer Area, west Iceland.
19. Eken, Karin, 1987: Geohydrologisk undersökning vid Filborna avfallsupplag i Helsingborg.
20. Kockum, Kajsa, 1987: Alkalisering vid konstjord infiltration: En vattenkemisk studie i tre vattentäkter i sydöstra Småland.
21. Wedding, Bengt, 1987: Granatförande pegmatiter i SV Värmland. En mineralogisk och kemisk studie.
22. Utgår.
23. Hammarlund, Dan, 1988: Sedimentstratigrafiska och paleohydrologiska undersökningar av Fönesjön och Kalvs Mosse inom Vombslätten, centrala Skåne.
24. Jansson, Caroline, 1988: Basiska bergarter, gångbergarter, sedimentbergarter och breccior i vaggerydssyenit. En undersökning i protoginzonen vid Vaggeryd.
25. Jerre, Fredrik, 1988: Silurian conulariids from the Lower Visby Beds on Gotland.
26. Svensson, Erik, 1989: Upper Triassic depositional environments at Lunnom, northwest Scania.
27. Vajda, Vivi, 1988: Biostratigrafisk indelning av den Mesozoiska lagerföljden i Köpingsbergsborrningen 3, Skåne.
28. Persson, Arne, 1988: En biostratigrafisk undersökning av conodontfaunan i Limbata-kalkstenen på lokalen "Stenbrottet" i Västergötland.
29. Regnell, Mats, 1988: Stenåldersmänniskans vegetationspåverkan på Kullaberg, nordvästra Skåne. En paleoekologisk studie.
30. Siverson, Mikael, 1989: Palaeospinacid selachians from the Late Cretaceous of the Kristianstad Basin, Skåne, Sweden.
31. Mathiasson, Lena, 1989: REE i svekofenniska migmatitneosomer och sensvekofenniska graniter från Nyköpingsområdet.
32. Månsson, Agneta, 1990: Kinematic analysis of the basement-cover contact of the western margin of the Grong-Olden Culmination, Central Norwegian Caledonides.
33. Lagerås, Per, 1991: Kontinuitet i utnyttjandet av Baldringes utmarker. En pollenanalytisk studie i Skogshejdan, Skåne.
34. Rundgren, Mats, 1991: Litostratigrafi och paleomiljöutveckling i Langelandselv-området, Jameson Land, östra Grönland.
35. Björkman, Leif, 1991: Vegetationshistorisk undersökning av en för-historisk jordmånsprofil begravd under en stensträng i Rösered, Västergötland.
36. Holmström, Patrich, Möller, Per, & Svensson, Mats, 1991: Water supply study at Manama, southern Zimbabwe.
37. Barnekow, Lena, 1991: Jämförelse mellan hydrometer-, pipett- och sedigrafimetoderna för kornstorleksanalyser.
38. Ask, Rikard, 1992: Rocks of the anorthosite-mangerite-charnockite-granite suite along the Protogine Zone, southern Sweden.
39. Leander, Per & Persson, Charlotte, 1992: En geologisk och geohydrologisk undersökning av Siesjöområdet norr om Sölvesborg.
40. Mannerstrand, Maria, 1992: Röntgenkaraktärisering och optisk undersökning av kalifältspater från Varbergscharnockiten och Hinnerydsgraniten, sydvästra Sverige.
41. Johansson, Per, 1992: Moränstratigrafisk undersökning i kustklingtar, NV Polen.
42. Hagin, Lena, 1992: Övergången mellan koronadiabas och eklogit i Seveskollan på Grapesvare, Norrbotten, svenska Kaledoniderna.

43. Nilsson, Patrik, 1992: Caledonian Geology of the Laddjuvaggi Valley, Kebnekaise-area, northern Swedish Caledonides.
44. Nilsson, Pia, 1992: Lateritiserings - en process som kan ha orsakat kontinental Fe-anrikning i Skåne under rät-lias.
45. Jacobsson, Mikael, 1993: Depositional and petrographic response of climatic changes in the Triassic of Höllviken-II, southern Sweden.
46. Christodoulou, Gina, 1993: Agglutinated foraminifera from the Campanian of the Kristianstad basin, southern Sweden.
47. Söderlund, Ulf, 1993: Structural and U-Pb isotopic age constraints on the tectonothermal evolution at Glassvik, Halland.
48. Remelin, Mika, 1993: En revision av Hedströms *Phragmoceras*-arter från Gotlands Silur.
49. Gedda, Björn, 1993: Trace fossils and Palaeoenvironments in the Middle Cambrian at Äleklinta, Öland, Sweden.
50. Månsson, Kristina, 1993: Trilobites and stratigraphy of the Middle Ordovician Killeröd Formation, Scania.
51. Carlsson, Patric, 1993: A Petrographic and Geochemical Study of the Early Proterozoic, Bangenhuk Granitoid Rocks of Ny Friesland, Svalbard.
52. Holmqvist, Björn.H., 1993: Stratigrafiska undersökningar i sjön Vuolep Njakajaure, Abisko.
53. Zander, Mia, 1993: Sedimentologisk undersökning av en kvartär deltaavlagring vid övre Jyllandselv, Jameson Land, Östgrönland.
54. Albrecht, Joachim, 1993: Sedimentological and lithostratigraphical investigations in the gravel pit "Hinterste Mühle" at Neubrandenburg, northeastern Germany.
55. Magnusson, Martin, 1994: Sedimentologisk och morfologisk undersökning av Gyllebo-Baskemöllafältet, östra Skåne.
56. Holmqvist, Johan, 1994: Vittring i en moränjord vid Farabol, NV Blekinge.
57. Andersson, Torbjörn, 1994: A sedimentological study of glacial deposits in the upper Sjelandselv area, Jameson Land, East Greenland.
58. Hellman, Fredrik, 1994: Basement - cover relationships in the Harkerbreen Group of the northern Ny Friesland Caledonides, Svalbard.
59. Friberg, Magnus, 1994: Structures and PT determination of the Caledonian metamorphism of the lower part of the Planetfjella Group in the area around Mosseldalen, northern Ny Friesland, Svalbard.
60. Remelin, Mika, 1994: Palaeogeographic and sedimentation models for the Whitehill-Irati sea during the Permian of South America and southern Africa.
61. Hagman, Mats, 1994: Bevattnings med avloppsvatten - en hydrogeologisk studie.
62. Sandström, Olof, 1994: Petrology and depositional history of the Campanian strata at Maltesholm, Scania, southern Sweden.
63. Pålsson, Christian, 1995: Middle-Upper Ordovician trilobites and stratigraphy along the Kyrkbäcken rivulet in the Röstånga area, southern Sweden.
64. Gustafson, Lars, 1995: Senkvartär stratigrafi och utveckling i Örseryd, mellersta Blekinge.
65. Gichina, Boniface M., 1995: Early Holocene water level changes as recorded on the island of Senoren, eastern Blekinge, southeastern Sweden.
66. Nilson, Tomas, 1996: Process- och miljötolkning av sedimentationen i en subglacial läsi-deskavit, Järnavik, S. Blekinge.
67. Andersson, Jenny, 1996: Sveconorwegian influence on the ca. 1.36 Ga old Tjärnesjö granite, and associated pyroxene bearing quartz-monzonites in southwestern Sweden.
68. Olsson, Ingela, 1996: Sedimentology of the Bajocian Fuglunda Member at Eriksdal, Scania, southern Sweden.
69. Calner, Hanna, 1996: Trace fossils from the Paleocene-Middle Eocene Monte Sporno flysch complex, Northern Apennines, Italy.
70. Calner, Mikael, 1996: Sedimentary structures and facies of fine grained deep-water carbonate turbidites in a Paleocene-Middle Eocene flysch complex, Monte Sporno, Northern Apennines, Italy.
71. Hesbøl, Ros-Mari, 1996: Retrograded eclogites of the Richarddalen Complex, NW Svalbard - Petrology and P/T-conditions.
72. Eriksson, Mats, 1996: Lower Silurian polychaetaspid and ramphoprionid polychaetes from Gotland: aspects on taxonomy and palaeoecology.
73. Larsson, Daniel, 1996: Proterozoic hydrothermal alteration and mineralization along the Protogine Zone in southern Sweden.
74. Rees, Jan, 1996: A new hybodont shark fauna from the Upper Jurassic Vitabäck Clays at Eriksdal, Scania, southern Sweden.
75. Bengtsson, Fredrik, 1996: Paleomagnetisk undersökning av senpaleozoiska gångbergarter i Skåne; Kongadiabas, melafyr och kullait.
76. Björngreen, Maria, 1996: Kontrollprogram vid avfallsupplag - en utvärdering.
77. Hansson, Anders, 1996: Adaptations and evolution in terrestrial carnivores.