

Avdelningen för Teknisk Vattenresurslära
TVVR 10/5026
ISSN-1101-9824

Identifiering av skyddsvärde och skada hos vattenförekomster i samband med påverkan av lakvatten från deponier – en fallstudie av området kring Återvinningsanläggning Helsingborg

Nina Runvik

Lunds Tekniska Högskola
Lunds Universitet

Januari, 2011



Identifiering av skyddsvärde och skada hos vattenförekomster i samband med påverkan av lakvatten från deponier – en fallstudie av området kring Återvinningsanläggning Helsingborg.

Identification of protective value and damage of waters, caused by leachate from landfills – a case study of the area surrounding Återvinningsanläggning Helsingborg.

Nina Runvik
Januari, 2011

Avdelningen för Teknisk Vattenresurslära
TVVR 10/5026
ISSN-1101-9824

Handledare:

Lektor Olof Berglund, Kemisk Ekologi & Ekotoxikologi, Lunds Universitet, 046-2223750, olof.berglund@ekol.lu.se

Tekn. Dr. Martijn van Praagh, Miljövetenskap, Lunds Universitet, 040-167216, martijn.van_praagh@mv.lu.se

Extern handledare:

Tekn. Dr. Håkan Rosqvist, Rosqvist Resurs och NSR AB, 073-4387455, Hakan.t@rosqvist-resurs.se

Examinator:

Adj. Prof. Kenneth M. Persson, Teknisk Vattenresurslära, Lunds Tekniska Högskola, 046-222 44 76, Kenneth_M.Persson@tvrl.lth.se

Nyckelord: lakvatten, deponi, sårbarhet, skada, ytvatten, grundvatten

Keywords: leachate, landfill, vulnerability, damage, surface water, ground water

Avdelningen för Teknisk Vattenresurslära
Lunds Tekniska Högskola
Lunds universitet
Box 118, 221 00 Lund
tvrl@tvrl.lth.se
<http://www.tvrl.lth.se/>
Telefon: 046-2229503

Department of
Water Resources Engineering
Faculty of Engineering at Lund University
Lund University
P.O. Box 118 SE-221 00 Lund, Sweden
tvrl@tvrl.lth.se
<http://www.tvrl.lth.se/>
Telephone: +46 46-2229503

Abstract

Uncontaminated water is essential for life. That ought to be a sufficient reason for ground water and surface water aquifers to be considered as worth to protect from contaminations. Despite this there are numerous of contrarious interests that lead to contamination of water. This thesis shows, that the type of reasoning and legislation that should be used in order to decide the protective value of ground water or surface water aquifers varies depending on how the water is used or is going to be used. Furthermore, the protective value depends on whether or not any valuable ecosystem is in or in connection with the aquifers. To be able to completely assess the protective value of ground water or surface water aquifers, an evaluation of the external and internal vulnerability should be made. A correct evaluation of damage should be made by measuring the deviation from the normal state, rather than measuring the concentration of a certain substance. It is only relevant to measure damage of objects and organisms that have a protective value. Since the definition of protective value varies, and hence the purpose of protecting the ground water or surface water, the definition of damage varies from case to case.

It is hard to assess the objects and organisms that can be damaged by leachate from landfills as well as which type of damage the leachate can cause, due to the complex properties of the leachate. Since the leachate's chemical composition changes over time, continuous monitoring of its composition and the propagation of the leachate plume is important. Since leachate contains a large number of chemical substances, it is on regular basis unreasonable to make a complete assessment of its composition. Therefore there will always be uncertainties associated with which substances that are present in leachate, and hence with which harmful effects on the areas surrounding a landfill, that can be caused by the leachate. However, such uncertainties are acceptable as long as the substances that actually are analysed are chosen based on the valuable objects present and on the vulnerability of these objects.

The retrieval plant Återvinningsanläggning Helsingborg is situated in the municipality of Helsingborg in the northwestern part of Scania, Sweden. The private corporation NSR AB (Nordvästra Skånes Renhållnings AB) is in charge of the retrieval plant. This thesis shows that there are valuable ground water and surface water aquifers located downstream the retrieval plant. The concentrations of contaminating substances are so high that damage of the aquifers occurs. A plume with increased values of conductivity, ammonium and TOC is found to extend more than 600 meters downstream the landfill Filbornadeponin, which is one of the landfills that belong to Återvinningsanläggning Helsingborg. The vertical distribution of the plume is relatively confirmed in the upper ground water aquifers, but its distribution in the glacialfluvial material that is situated on top of the bedrock and in the shallow bedrock is more uncertain. The contamination of the ground water is most probably caused by leachate from the landfills that belong to the retrieval plant. This conclusion is based on the fact that no other considerable sources of contamination are situated in the area and that there is a distinct gradient of concentration downstream the landfills. For the surface aquifer, the stream Väla bäck, damage is probably also caused by other considerable sources of contamination than the landfills that belong to Återvinningsanläggning Helsingborg. If no measures are made, the leachate will probably continue to spread from the landfills to the valuable aquifers for hundreds of years from now. This is a problem, since the chemical state of the ground water aquifers ought to be good and since the stream Väla bäck should have reached a good ecological state no later than the year 2021. Therefore, measures should be made in order to reduce the leakage of leachate from the landfills. In order to assess the risks that are associated with the leakage of leachate, the monitor program that is run by NSR AB should be increased and the results from the present monitor program should be analysed more thorough.

Sammanfattning

Okontaminerat vatten är grundläggande för allt liv och det i sig borde vara ett tillräckligt motiv för att vattenförekomster ska vara skyddsvärda, men det finns också en mängd motstridiga intressen som medför att vatten trots det förorenas. Denna studie visar att typen av resonemang och lagstiftning som ska användas för att bestämma en vattenförekomsts skyddsvärde varierar, beroende på hur vattnet i en vattenförekomst används eller kan komma att användas. Dessutom beror det på om något skyddsvärt ekosystem finns i eller i anslutning till vattenförekomsten. För att en vattenförekomsts sårbarhet ska utvärderas fullständigt måste det göras en bedömning av både dess yttre sårbarhet, i form av exponeringsrisk, och dess inre sårbarhet, i form av förmåga hos ekosystemet att motstå förändringar orsakade av kontaminerande substanser. En riktig bedömning av skada bör göras genom att mäta avvikelser från normaltillståndet som kontaminering medför, snarare än genom att mäta koncentrationen av en viss substans. Det är bara relevant att mäta skador på sådant som är skyddsvärt. Eftersom definitionen av skyddsvärde kan variera och därmed också syftet med att skydda vattenförekomsten, varierar även definitionen av skada från fall till fall.

Att bedöma vad som kan skadas av lakvatten och vilken skada det gör på skyddsvärda objekt är svårt på grund av lakvattnets komplexa egenskaper. Eftersom lakvattensammansättningen förändras med tiden, är kontinuerlig övervakning av lakvattnets sammansättning och av spridningen av lakvattnet viktigt. På grund av den stora mängd kemiska substanser som finns i lakvatten, är det orimligt att en fullständig utredning av lakvattnets komposition görs regelbundet. Därför kommer det alltid finnas osäkerheter förknippade med vilka substanser som lakvatten innehåller och därmed med vilka skadliga effekter på deponins omgivning som läckage av lakvatten kan medföra. En sådan osäkerhet är emellertid acceptabel, så länge de substanser som verkligen analyseras väljas ut beroende på vilka skyddsvärda objekt som finns i närheten av deponin i fråga och på de skyddsvärda objektens sårbarhet för olika kontaminerande substanser.

Återvinningsanläggning Helsingborg ligger i Helsingborgs kommun i nordvästra Skåne och sköts av NSR AB (Nordvästra Skånes Renhållnings AB). Denna studie påvisar att det finns skyddsvärda yt- och grundvattenförekomster i anslutning till återvinningsanläggningen. Koncentrationerna av förorenande substanser är så stora att skada anses ha uppkommit på grund- och ytvattnet. En plym med förhöjda värden av konduktivitet, ammonium och TOC sträcker sig mer än 600 meter nedströms Filbornadeponin, vilken är en av de deponier som ligger på Återvinningsanläggning Helsingborg. Plymens vertikala utbredning är relativt säkerställd i de ytliga jordakvifärerna, men dess utbredning i de glaciälviala material som överlagrar berggrunden och i den ytliga berggrunden är mera osäker. Det förorenade grundvattnet beror sannolikt på lakvattenpåverkan från deponierna på Återvinningsanläggning Helsingborg. Detta eftersom det inte finns några nämnvärda andra konduktivitetshöjande aktiviteter i närheten och eftersom en koncentrationsgradient så tydligt finns i nedströms riktning från deponierna. För ytvattenförekomsten Väla bäck är det däremot troligt att även andra betydande föroreningskällor än deponierna på Återvinningsanläggning Helsingborg orsakar skada.

Om inga åtgärder görs, kommer en fortsatt spridning av lakvatten till de skyddsvärda vattenförekomsterna troligtvis att ske hundratals år framöver. Eftersom grundvattenförekomsternas kemiska status bör vara god och Välabäcken ska ha uppnått en god ekologisk status senast år 2021, är detta ett problem. Därför bör åtgärder göras för att minska läckaget av lakvatten från deponierna. För att utvärdera risksituationen mera ingående, bör NSR:s övervakningsprogram utökas och resultaten från det nuvarande lakvattenövervakningsprogrammet analyseras mera ingående.

Förord

Detta dokument är ett examensarbete i civilingenjörsutbildningen i ekosystemteknik, utfört av Nina Runvik under sommaren och hösten 2010. Arbetet omfattar 20 veckors heltidsarbete. Examensarbetet utförs i samarbete med NSR AB (Nordvästra Skånes Renhållningsaktiebolag) och genomförs på institutionen för Teknisk Vattenresurslära på Lunds Universitet. Examensarbetet baseras på ett verkligt fall som gäller föroreningsspridning från deponier på NSR:s Återvinningsanläggning Helsingborg, men behandlar också hur skyddsvärde och skada i allmänhet ska identifieras och kvantifieras, relaterat till lakvatten från deponier.

Examensarbetet är det som är tänkt att knyta samman hela civilingenjörsutbildningen; all kunskap som har erhållits under fyra år på LTH ska koncentreras i en enda rapport. Så är verkligen fallet med denna rapport. Den tar upp vattenfrågor, kemi, toxikologi, lag och rätt och inte minst deponier och avfallsfrågor. Hösten 2010, som jag har ägnat åt att skriva denna rapport, har verkligen varit både omtumlande och lärorik. Många svårigheter, både oväntade och väntade, har påträffats. På vägen mot målet har den rapport som jag i somras såg framför mig, när jag lade upp projektplanen för examensarbetet, förändrats radikalt, men jag är övertygad om att denna omvandlingsprocess endast har varit av godo. Att på egen hand utföra ett så stort projekt som ett examensarbete är, hade varit omöjligt utan hjälp och stöd utifrån. Därför vill jag varmt tacka alla de som har hjälpt mig på vägen:

Håkan Rosqvist, Rosqvist Resurs, för engagerat stöd och handledning under hela processen, från det första mötet till färdig rapport.

Martijn van Praagh, Lunds universitet och Sweco Environment AB, för utmärkt handledning och stöd i rapportskrivandet.

Olof Berglund, Lunds universitet, för hjälp med granskning av rapporten.

Magnus Lindsjö, NSR AB, för all hjälp med datamaterial, rundvisning på anläggningen och för svar på alla mina, ibland underliga, frågor om NSR:s verksamhet och historik.

Peter Englöv, Sweco Environment, för stort stöd och hjälp vad gäller grundvattensituationen kring Återvinningsanläggning Helsingborg samt granskning av den färdiga rapporten.

Josefin Barup och Sofie Samuelsson, för korrekturläsning, råd och uppmuntran. Jag kommer sakna våra dagar i V-husets grupprum, vilka var fyllda av både skratt och slit!

Min familj, som har hjälpt mig enormt mycket och som har fått stå ut med att jag har spenderat större delen av hösten 2010 sittandes framför en datorskärm.

Nina Runvik

Bara, den 16 december 2010

Innehållsförteckning

1. Inledning.....	1
1.1 Deponier och lakvatten.....	1
1.2 Skyddsvärde hos yt- och grundvatten	2
1.3 Föroreningssituationen kring Återvinningsanläggning Helsingborg	2
2. Syfte och mål.....	3
3. Frågeställningar	4
3.1 Frågeställningar gällande den teoretiska delen av examensarbetet.....	4
3.2 Frågeställningar gällande den praktiska delen av examensarbetet.....	5
4. Avgränsningar	6
5. Metod	6
6. Disposition	7
7. Grund- och ytvatten.....	8
7.1 Värde av grund- och ytvatten	8
7.2 Ekosystem i grund- och ytvatten	8
7.3 Vattenkvalitet hos grund- och ytvatten	9
7.3.1 Kemisk sammansättning hos ytvatten	9
7.3.2 Kemisk sammansättning hos grundvatten.....	10
7.3.3 Kemiska egenskaper som påverkar en vattenförekomsts robusthet.....	10
8. Lagar rörande vattenskydd i Sverige och inom EU	12
8.1 Karaktärisering av vatten	12
9. Definitioner av skyddsvärde och sårbarhet hos yt- och grundvatten	13
9.1 Skyddsvärde och sårbarhet hos vattenförekomster ur ett globalt perspektiv	13
9.1.1 WHO – människors hälsa går först	13
9.1.2 FN – skyddsvärde baserat på nödvändig vattenkvalitet	14
9.2 Skyddsvärde och sårbarhet hos vattenförekomster ur ett nationellt perspektiv	14
9.2.1 Vattendirektivet – områden som är känsliga ska skyddas.....	14
9.2.2 Naturvårdsverket – konsekvenser för miljön och människors hälsa likställs	15
9.2.3 Sveriges geologiska undersökning – ansvariga för grundvattenkvaliteten	16
9.2.4 Miljökvalitetsmålen - god ekologisk status är viktigt	16
9.2.5 Banverket – skyddsvärdet beror på avståndet till riskkällan.....	17
9.2.6 Definition av skyddsvärde och sårbarhet på grund- och ytvatten, ur avfallsperspektiv.....	17
9.3 Definiering av känslighet och sårbarhet i vetenskapliga artiklar	18
9.3.1 Skyddsvärde	18
9.3.2 Sårbarhet.....	18
9.4 Sammanfattning och jämförelse av sårbarhet och skyddsvärde.....	20

10. Definitioner av skada på yt- och grundvatten	22
10.1 Skada hos vattenförekomster ur ett globalt perspektiv	22
10.1.1 WHO – vatten ska hålla dricksvattenkvalitet	22
10.1.2 FN – vattenkvaliteten kan variera	22
10.2 Skada på vattenförekomster ur ett nationellt perspektiv	23
10.2.1 Vattendirektivet – kvalitetsfaktorer är centrala	23
10.2.2 Naturvårdsverket – riktvärden används	27
10.2.3 Sveriges geologiska undersökning – grundvatten ska hålla dricksvattenkvalitet ..	28
10.2.4 Miljökvalitetsmålen – bedömningen baseras på vattendirektivet	29
10.2.5. Banverket – använder Naturvårdsverkets bedömning	29
10.2.6 Definition av skada på grund- och ytvatten, ur avfallsperspektiv	29
10.3 Definiering av skada i vetenskapliga artiklar	30
10.4 Sammanfattning och jämförelse av skada	31
11. Reglering av avfallshantering och deponering av avfall	33
11.1 Gamla deponier	33
11.2 Allmänt om deponiutformning, enligt nuvarande bestämmelser	34
11.2.1 Bottenlager	34
11.2.2 Sluttäckning	35
11.2.3 Barriärmaterial	35
11.3 Verksamhetsutövarens ansvar under och efter drift	36
11.3.1 Kontroll av lakvatten och föroreningsnivåer	36
12. Lakvatten från deponier med hushållsavfall	37
12.1 Kemiskt innehåll för lakvatten från deponier med hushållsavfall	37
12.2 Lakvattensammansättnings variation med tiden	38
12.2.1 Nedbrytningsprocessen i en deponi	39
12.3 Lakvattenkvalitet beroende på avfallets komposition	40
12.4 Karaktärisering av lakvatten	40
12.5 Förorenande substanser i lakvatten	42
12.5.1 Organiskt material och syreförbrukande ämnen	42
12.5.2 Kväveföreningar	42
12.5.3 pH-värde	43
12.5.4 Metaller	43
12.5.6 Toxicitet	43
12.5.7 Jämförelse mellan lakvattenkaraktäriseringsprogrammet och vattendirektivet	44
13. Diskussion teoretisk del	46
13.1 Definition av skyddsvärde, skada och sårbarhet	46
13.1.1 Skyddsvärde	46

13.1.2 Sårbarhet.....	47
13.1.3 Skada orsakad av förorenande substanser	48
13.2 Kemisk komposition och toxicitet hos lakvatten	50
13.2.1 Deponiutformning	50
13.2.2 Förändring över tid.....	50
13.2.3 Analysbehov och toxicitet hos lakvatten.....	51
13.2.4 Jämförelse mellan lakvattenkaraktäriseringsprogrammet och vattendirektivet	52
13.3 Felkällor	52
14. Slutsatser och rekommendationer, teoretisk del.....	53
15. Historik och verksamhet på Återvinningsanläggning Helsingborg	55
15.1 Deponier	56
15.1.1 Filbornadeponin	56
15.1.2 Filbornadeponin etapp 2 (Ljunghem).....	56
15.1.3 Rökilledepoin	57
15.1.4 Stentippen.....	57
15.1.5 Lakvattenhantering på Återvinningsanläggning Helsingborg.....	58
15.2 Andra aktiviteter på Återvinningsanläggning Helsingborg	59
15.3 Föroreningskällor omkring Återvinningsanläggning Helsingborg	59
15.3.1 Dagvatten från Vålavägen	60
15.3.2 Dagvatten från Väla industriområde	61
16. Geologi och hydrogeologi kring Återvinningsanläggning Helsingborg	61
16.1 Beskrivning av Filbornaområdet	61
16.1.1 Berggrund.....	62
16.1.2 Jordlager	62
17. Skyddsvärda grund- och ytvattenförekomster som kan hotas av lakvatten	65
17.1 Ytvatten	65
17.1.1 Skyddsvärda ytvattenförekomster som löper en risk att skadas av lakvatten	65
17.1.2 Väla bäck och Skavebäcken	65
17.2 Grundvatten	67
17.2.1 Hydrogeologi nordväst om deponierna	67
17.2.2 Skyddsvärda grundvattenförekomster och skada	70
17.3 Spridningsförutsättningar mellan Väla bäck och grundvattnet	71
18. NSR:s vattenövervakningsprogram.....	72
18.1 Provtagningsprogram, grund och ytvatten	73
18.2 Kemiska analyser av lakvattnet	74
18.3 Mätningar som har gjorts för att registrera föroreningar.....	74
19. Slutsatser som dragits från resultaten av undersökningar med geofysiska mätmetoder	75

19.1 Spridning i horisontalled	75
19.2 Påverkade akvifärer	75
19.3 Tidsaspekten	76
20. Slutsatser som dragits från tidigare kemiska analyser av grundvattnet	76
21. Aktuell föroreningssituation, ytvatten	78
21.1 Bakgrundskoncentrationer, ytvatten	78
21.2 Ytvattenpåverkan, resultat	79
21.2.1 Konduktivitet	79
21.2.2 Metaller	79
21.2.3 Näringsämnen	79
21.2.4 Suspenderat material	79
21.2.5 Salter	79
21.2.6 Organiskt kol	80
22. Aktuell föroreningssituation, grundvatten	80
22.1 Bakgrundskoncentrationer, grundvatten	81
22.2 Grundvattenpåverkan	81
22.2.1 Konduktivitet	81
22.2.2 Järn	82
22.2.3 Ammonium	82
22.2.4 TOC	82
23. Diskussion, föroreningssituationen omkring Återvinningsanläggning Helsingborg	83
23.1 Ytvattenpåverkan av Väla bäck	83
23.1.1 Förändringar över tid	83
23.1.2 Övriga föroreningskällor	84
23.1.3 Jämförelse med andra studier	84
23.1.4 Risk för skada av skyddsvärda ytvattenförekomster	85
23.2 Diskussion, grundvattenpåverkan	86
23.2.1 Akvifär A	86
23.2.2 Akvifär B	86
23.2.3 Akvifär C	87
23.2.4 Spridningsförhållanden i tid och rum	88
23.2.5 Andra föroreningskällor	89
23.2.6 Jämförelse med resultaten från Dittrichs (1998) undersökningar	89
23.2.7 Jämförelse med resultaten från övriga tidigare gjorda undersökningar	90
23.2.8 Risk för skada av skyddsvärda grundvattenförekomster	91
23.3 Felkällor	92
24. Slutsatser, föroreningssituationen och risker	93

25. Rekommenderade åtgärder.....	94
26. Källförteckning.....	95
26.1 Källor till bilder och figurer	103
Bilaga 1. Riskanalys	
Bilaga 2. Faro- och exponeringsbedömning för spridning av kontaminerande substanser	.
Bilaga 3. Diagram över koncentrationerna av förorenande substanser i Väla bäck	.
Bilaga 4. Grundvattenprofilerna för området nordväst om Filbornadeponin	.
Bilaga 5. Dittrichs grundvattenprofiler över området kring Återvinningsanläggning Helsingborg	
Bilaga 6. Provpunkter på och kring Återvinningsanläggning Helsingborg	

Del 1. Bakgrund

Nedan presenteras bakgrunden till studien. Detta för att ge läsaren en förståelse för varför den har gjorts.

1. Inledning

Denna rapport ska utreda hur skyddsvärden och skada på yt- och grundvatten ska definieras i samband med påverkan av lakvatten från deponier, men även vid påverkan av förorenande ämnen från andra källor. En fallstudie av föroreningssituationen kring deponierna vid Återvinningsanläggning Helsingborg, som drivs av NSR AB (Nordvästra Skånes Renhållningsaktiebolag) i Helsingborg ska också utföras. En utvärdering av kontamineringsgraden av grund- och ytvattenförekomster i anslutning till deponierna ska göras.

1.1 Deponier och lakvatten

Tidigare var medvetenheten om de föroreningar som deponering av avfall orsakar inte särskilt stor. Därför placerades förr alla sorters avfall, även toxiska substanser och lättnedbrytbart avfall som exempelvis organiskt avfall från hushåll, på deponier. Desutom saknar äldre deponier ofta tätande bottenlager och är placerade i låglänta områden (Schmoll et al., kap. 12 och 24, 2006). Det medför att läckage av förorenande ämnen, i form av deponigas och lakvatten, är vanligt förekommande från sådana deponier.

Nu har medvetenheten ökat och grundtanken med moderna deponier är att stänga in avfallet för att hindra att förorenande ämnen sprids, men det är i längden ohållbart. Förr eller senare kommer de mer eller mindre skadliga kemiska ämnen som har stängs in i en deponi att spridas ut från densamma (Lagerkvist, 2003; Christensen et al., 1999). Så länge avfallet är helt hermetiskt inneslutet kommer de skadliga ämnena i en deponi dock aldrig att försvinna. Därmed kvarstår också risken för spridning av förorenande substanser för all framtid.

Ett alternativ för att minska eller rentav helt strypa mängden avfall som deponeras, är att behandla avfallet på andra sätt. Redan i dag görs mycket på denna front; EU:s nya ramdirektiv för avfall (2008/98/EG) har bland annat som mål att minska mängden deponerat avfall. En av de frågor som tas upp i det nya ramdirektivet för avfall (2008/98/EG) är att en avfallshierarki ska följas. Under den sista punkten i hierarkin, *Bortskaffning*, ingår bland annat olika former av deponering på eller under markytan (2008/98/EG, artikel 4). Deponering är med andra ord en lösning som ska användas endast för det avfall som inte kan tas tillvara på något annat sätt. De senaste 15 åren har mängden deponerat avfall i Sverige minskat betydligt tack vare införandet av olika regleringar. År 1994 deponerades drygt sex miljoner ton avfall i Sverige, varav 1,4 miljoner ton var hushållsavfall. Motsvarande siffror var år 2005 att 1,9 miljoner ton avfall, varav 200 000 ton hushållsavfall, deponerades (Avfall Sverige, kap. 22, 2006). Fortfarande deponeras dock stora mängder avfall och somliga av de deponier som skapas eller som redan finns, kommer att vara potentiella riskobjekt i hundratals år efter att de har slutat användas (Belevi och Baccini, 1989).

Att ingen deponering alls ska äga rum är dock en utopi. Även om det hade varit möjligt, är de deponier som redan finns ändå ett kvarvarande problem som måste beaktas. Därför är det viktigt att det görs relevanta analyser av de risker som är förknippade med spridning av substanser från deponier. Även om avgång av deponigas i ett kortsiktigt perspektiv (sett till ett tidsspänn på 10-30 år) är den mest betydelsefulla spridningsvägen för spridning av föroreningar från deponier, är det genom lakvattenspridning som de absolut största

mängderna föroreningar kommer att avges under en deponis livstid, vilken kan sträcka sig över 1000 år eller mera (Lagerkvist, 2003, Belevi och Baccini, 1989).

1.2 Skyddsvärde hos yt- och grundvatten

Att bedöma vad som kan skadas av lakvatten och vilken skada det gör på skyddsvärda objekt är svårt på grund av lakvattnets komplexa egenskaper. Skyddsvärda objekt som kan skadas av lakvatten är bland andra grund- och ytvatten. Hur påverkan på dessa objekt ska kvantifieras är svårbedömt, eftersom egenskaperna hos grund- och ytvattenförekomster varierar mycket från objekt till objekt. Bland annat varierar de akvatiska systemens robusthet mot skada orsakad av föroreningar. Dessutom skiljer sig redan förekommande bakgrundskoncentrationer från plats till plats. Bedömning av en vattenförekomsts skyddsvärde är också svårt att göra, eftersom det är ett begrepp som varierar beroende på vilket användningsområde den har.

Skyddsvärde och skada på skyddsvärda objekt är centrala frågor i en riskbedömning. Trots detta saknas det, i den allmänna debatten, en diskussion om hur skyddsvärde hos yt- och grundvatten ska bedömas. Det gäller inte enbart i samband med bedömning av riskerna med lakvattensspridning, utan också vid bedömning av risker orsakade av andra föroreningskällor än deponier. Därför behövs det en studie av hur skyddsvärde och skada på grund- och ytvatten ska bestämmas, både då recipienter påverkas av lakvatten och i andra sammanhang. I denna rapport kommer därför dessa frågor att utredas.

1.3 Föroreningssituationen kring Återvinningsanläggning Helsingborg

Återvinningsanläggning Helsingborg ligger i Helsingborgs kommun i nordvästra Skåne. Ända sedan 1970-talet har ett flertal studier gjorts på området kring återvinningsanläggningen. Syftet med dessa har varit att klarlägga de geologiska och hydrogeologiska förutsättningarna i området. Sedan i mitten av 1990-talet har ett systematiskt övervakningsprogram för lakvatten och grundvatten pågått. En mängd olika konsultbolag, bland annat Sweco Environment och Dr. Dittrich & Partner Hydro-Consult GmbH Bannewitz har varit inblandade. Dessutom har fem examensarbeten utförts, vilka behandlar det aktuella området, men med lite olika fokus. Studierna av platsen har visat en förhållandevis tydlig påverkan på grundvattnet nedströms deponierna, det vill säga nordväst om Återvinningsanläggning Helsingborg. Enligt Håkan Rosqvist (Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-08-23) får det anses klarlagt att de föroreningar som bildar föroreningsplymen främst kommer från NSR:s deponier Filbornadeponin (se figur 1.1) och den numera sanerade Stentippen. Det finns sannolikt även andra föroreningskällor, till exempel närliggande vägar och industriområden. NSR menar att åtgärden att sanera Stentippen har medfört lägre föroreningskoncentrationer i grundvattnet i några kontrollpunkter nedströms denna deponi, eftersom NSR:s vattenkontrollprogram har visat detta (Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-08-23).



Figur 1.1. (Lindsjö, 2010) Vy över Filbornadeponin, som är en av de deponier tillhörande NSR, varifrån lakvatten sprids.

Utbredningen av föroreningsplymen från NSR:s deponier är alltså relativt väldokumenterad. Dock är det inte helt klarlagt om den utgör något hot mot skyddsvärda objekt i omgivningen. Inte heller har frågan utretts huruvida de grund- och ytvattenförekomster som finns nedströms Återvinningsanläggning Helsingborg och som kan riskera att skadas av lakvatten från deponierna är skyddsvärda. Därför behöver en sådan utredning göras, och det kommer att redovisas i denna rapport.

2. Syfte och mål

Huvudsyftet med denna studie är att bedöma föroreningssituationen kring Återvinningsanläggning Helsingborg, med avseende på yt- och grundvatten. Detta syfte har legat till grund för avgränsningarna som har gjorts i den teoretiska delen av rapporten.

Andra syften är:

- Att definiera hur sårbarhet och skyddsvärde hos akvatiska sötvattensmiljöer (grund- och ytvatten) ska värderas.
- Att undersöka hur skada på akvatiska miljöer i allmänhet och speciellt i samband med spridning av lakvatten bedöms.
- Att utreda lakvattens skadlighet mera ingående, för att få en inblick i hur och varför det utgör en fara för sötvattenförekomster.

De slutsatser som dras i den allmänna analysen ska appliceras på området nedströms Återvinningsanläggning Helsingborg. Detta för att avgöra huruvida de föroreningar från lakvattnet som läcker ut från deponierna utgör något hot mot de eventuella skyddsvärda akvatiska objekt som finns nordväst om Filbornadeponin. Resultaten från denna rapport ska ligga till grund för en vidare utvärdering av om några åtgärder krävs för att minska läckaget av lakvatten från Filbornadeponin på Återvinningsanläggning Helsingborg. De kan till viss del komma att ingå som en del i den utredning som NSR genomför och som skall redovisas

till Miljödomstolen den 31 december år 2012. Målet är att utreda om deponin i nu eller i framtiden utgör eller kan komma att utgöra ett hot mot de skyddsvärda recipienter som finns nedströms deponin.

Ett ytterligare syfte med denna rapport är, eftersom det är ett examensarbete för utbildningen till civilingenjör i ekosystemteknik på Lunds Tekniska Högskola, att författaren ska öka sina kunskaper inom ämnena miljöriskanalys och hydrogeologi, samt vatten- och avfallsfrågor. Detta uppnås genom fördjupning inom ett specifikt område och genom att arbeta med ett projekt som baseras på ett verkligt problem.

3. Frågeställningar

Nedan finns de frågeställningar som denna rapport bygger på. Under varje frågeställning finns det delfrågor och motiveringar av varför frågeställningen är viktig.

3.1 Frågeställningar gällande den teoretiska delen av examensarbetet

De frågor som ska besvaras inom ramarna för den första delen av examensarbetet är:

1. Hur definieras ”skyddsvärde”, vad gäller yt- och grundvatten?

En allmän diskussion om hur ”sårbar” eller ”känslig” respektive ”värdefull” definieras behövs, eftersom en sådan debatt saknas. Dessutom är denna frågeställning relevant att besvara, eftersom den är central för att bedöma föroreningsituationen kring Återvinningsanläggning Helsingborg.

2. Hur definieras och mäts skada orsakad av lakvatten från deponier med hushållsavfall och av andra förorenande substanser?

Hur skada ska definieras är även mycket viktigt att veta, för att kunna avgöra om sådan har uppkommit på skyddsvärda sötvattenförekomster i området nordväst om Filbornadeponin.

3. Vilka faktorer i lakvatten från äldre deponier för hushållsavfall orsakar skada på det skyddsvärda och hur förändras egenskaperna på det lakvatten som läcker ut ur deponier över tid?

Eftersom så många förorenande ämnen förekommer i lakvatten, är denna fråga relevant. Då en miljöriskanalys, enligt Naturvårdsverkets (1999 (I)) riktlinjer, ska ha en lång tidsram, måste lakvattnets egenskaper över tid utredas (Naturvårdsverket, 1999 (I); Fürst, 2008 (II)).

3.2 Frågeställningar gällande den praktiska delen av examensarbetet

De frågor som ska besvaras inom ramarna för den andra delen av examensarbetet är, i fallande prioriteringsordning:

1. Vad finns det för skyddsvärden nedströms deponierna på Återvinningsanläggning Helsingborg?

De olika skyddsvärda grund- och ytvattenförekomsterna måste identifieras och definieras för att hotbilden kring dem ska kunna fastställas.

2. Sårbarheten hos de eventuella skyddsvärda objekten ska bestämmas.

För att kunna ta reda på sårbarheten hos de eventuella skyddsvärda objekten måste spridningsförutsättningarna för förorenande substanser från deponierna vara kända, till exempel om plymen rör sig eller avtar. De hydrogeologiska förhållandena kring Filbornadeponin måste utvärderas.

3. Har de eventuella skyddsvärda vattenförekomsterna som finns nedströms Återvinningsanläggning Helsingborg skadats av lakvatten från återvinningsanläggningen?
4. Utgör lakvattenplymen från deponierna på Återvinningsanläggning Helsingborg ett hot mot de eventuella skyddsvärda vattenförekomster som finns nedströms deponin eller kan den komma att göra det i framtiden?

Kan de eventuella skyddsvärda objekten skadas av lakvattnet från deponierna på Återvinningsanläggning Helsingborg? Finns det eller kan det finnas ämnen i lakvattnet som kan skada det skyddsvärda? För att utvärdera deponiernas inverkan på området bör deras påverkan relativt påverkan från andra aktiviteter i området (t.ex. industri) utvärderas.

5. Mäts allt som potentiellt kan orsaka skada eller skadas, eller behöver provtagningsprogrammet ändras?
6. Behövs det några åtgärder för att minska påverkan på grundvattnet och ytvattnet nedströms deponierna?

För att kunna svara på frågorna kring föroreningssituationen nedströms Återvinningsanläggning Helsingborg, ska det som framkommit i den teoretiska delen av examensarbetet användas.

4. Avgränsningar

Huvudsyftet med denna studie är att bedöma föroreningssituationen kring Återvinningsanläggning Helsingborg, med avseende på yt- och grundvatten. Detta syfte har legat till grund för de avgränsningar som har gjorts. Fokus har därför främst lagts på hur bedömning av skada och skyddsvärde ska ske när det gäller yt- och grundvatten, samt på den skada som lakvatten kan ge.

För att den information som tas fram ska vara relevant ligger fokus på aktuell forskning inom området. Rapporten behandlar svenska förhållanden. Vad gäller lagstiftning är svensk lagstiftning tätt kopplad till EU:s lagstiftning. Därför beaktas i rapporten synen på vattenskydd och avfall även inom Europa. Även den globala synen på vattenskydd berörs till viss del.

En mängd olika skyddsvärda objekt kan skadas av lakvatten och andra förorenande substanser, men i denna rapport beaktas endast akvatiska sötvattenobjekt, i form av grund- och ytvatten.

Föroreningstransport beror på en mängd olika faktorer. Inom ramen för denna studie undersöks endast transport i den mättade zonen. Detta eftersom föroreningstransport via den mättade zonen är en av de viktigaste spridningsvägarna för förorenande substanser från deponier till grund- och ytvatten (Lagerkvist, 2003). Förorenad mark är en av de största riskkällorna när det gäller spridning av förorenande substanser genom denna spridningsväg. Dessutom räknas deponier enligt Naturvårdsverkets (2009 (I)) definition som en källa till markföroreningar. Transport- och retardationsprocesserna i den mättade zonen beaktas endast översiktligt, för att en förståelse för deras betydelse för exponeringsrisken ska fås.

Denna rapport begränsas till att utreda toxiciteten på standardiserat lakvatten från äldre svenska deponier med hushållsavfall, anlagda före införandet av EG-direktivet 1999/31/EG om deponering av avfall i svensk lagstiftning. Lakvattenkvalitetens beroende av avfallstypen i deponin är inte beaktad. Frågan om på vilket sätt en deponis utformning inverkar på lakvattnets kvalitet behandlas inte heller. Däremot utreds hur lakvattnets kvalitet förändras med åldern på deponin, eftersom det är relevant för hur risksituationen ska utvärderas.

Vad gäller utredningen av föroreningssituationen kring Återvinningsanläggning Helsingborg, grundar sig analysen på redan utförda provtagningar. Eftersom föroreningar främst har påträffats i grundvattnet nordväst om Filbornadeponin på Återvinningsstation Helsingborg, kommer denna rapport att fokusera på detta område. Endast skyddsobjekten grund- och ytvatten beaktas i fallstudien och de spridningsvägar som har beaktats är endast spridning via den mättade zonen.

5. Metod

Den teoretiska delen av examensarbetet bygger på en litteraturstudie av forskningsartiklar och rapporter som har publicerats, framför allt i ämnet risk- och sårbarhetsanalys av grund- och ytvatten samt deponier. Även lagtexter och EU-förordningar samt riskanalysmetoder av relaterade områden, exempelvis MIFO (Metodik för Inventering av Förorenade Områden), som behandlar förorenad mark, har studerats.

Den praktiska delen av examensarbetet handlar om att applicera resultaten från den teoretiska studien på Återvinningsanläggning Helsingborg, för att avgöra om den lakvattenplym som

utgår från deponierna på området utgör ett hot mot skyddsvärda vattenförekomster i dess omgivning. Det som har framkommit vid de undersökningar som redan har gjorts och som pågår kring Återvinningsanläggning Helsingborg ska ligga till grund för denna rapport. Analys av mätdata ska göras och redovisas i diagram och i en skiss över en tvärsektion av marken nordväst om deponierna.

Resultaten från båda delarna av examensarbetet presenteras i rapportform.

6. Disposition

Nedan presenteras översiktligt rapportens disposition, för att åskådliggöra dess struktur för läsaren. Rapporten är indelad i fem delar. De första fyra delarna innefattar en teoretisk studie vars huvudsyfte är att ta fram en bild av hur skyddsvärde och skada på grund- och ytvatten, orsakad av förorenande substanser i allmänhet och av lakvatten från deponier i synnerhet, definieras. Den femte delen är en fallstudie av föroreningssituationen kring Återvinningsanläggning Helsingborg.

Del 1. Bakgrund

Här beskrivs syfte, mål, frågeställningar och avgränsningar, för att sätta ramarna för studien. Här ges också en introduktion i ämnena som studien behandlar.

Del 2. Skyddsvärde, sårbarhet och skada på grund- och ytvatten

Här behandlas hur skyddsvärde, sårbarhet och skada på grund- och ytvatten definieras, enligt olika myndigheter och lagstiftare.

Del 3. Lakvatten från deponier – kemi och toxicitet

I denna del presenteras hur lakvatten från deponier är sammansatt, för att få en förståelse för hur det är skadligt för grund- och ytvatten.

Del 4. Diskussion och slutsatser, teoretisk del

Här behandlas det som framkommit i del 1-3. Frågeställningarna besvaras och slutsatser dras.

Del 5. Återvinningsanläggning Helsingborg

Här behandlas föroreningssituationen kring Återvinningsanläggning Helsingborg, för att se om skada på skyddsvärda grund- och ytvattenobjekt kan ske på grund av föroreningsspridning från deponierna som tillhör NSR.

Del 2. Skyddsvärde, sårbarhet och skada på grund- och ytvatten

Nedan presenteras hur skyddsvärde, sårbarhet och skada på grund- och ytvatten definieras. Detta eftersom det är en fråga som inte har diskuterats så mycket tidigare.

7. Grund- och ytvatten

De skyddsvärden som behandlas i denna rapport är grund- och ytvatten. Nedan presenteras allmänt varför grund- och ytvatten har ett värde och varför ekosystemfunktion är en viktig parameter för bedömning av skada. Dessutom behandlas den kemiska kvaliteten hos grund- och ytvatten och hur den är förbunden med ett ekosystems sårbarhet.

7.1 Värde av grund- och ytvatten

Grundvattens största värde ur mänsklig synpunkt är att det kan användas för exempelvis dricksvatten, konstbevattning och i industriella processer. Ytvatten har ett mera komplext användningsområde än grundvatten. Förutom att vattnet kan användas på samma sätt som grundvatten, har det även estetiska och rekreationsmässiga värden.

Ett fungerande ekosystem är viktigt för att vattenkvaliteten ska bibehållas (Cairns et al., 1995). Förmågan att omhänderta föroreningar som läcker ner i grundvattenzonen och i ytvattenförekomster minskar drastiskt ifall grundvattnets ekosystem är skadat. Biologisk nedbrytning är det vanligaste degraderingssättet för kemikalier i vattenlösningar i naturen (Schnoor, 1996). Exempelvis katalyseras reaktioner, vilka kräver en hög aktiveringsenergi, av mikroorganismer och kan därmed ske (Nilsson et al., 2007).

Utöver vattenkvalitetsaspekten kan det ha ett biologiskt värde i sig att bevara och skydda de akvatiska ekosystemen. För de flesta människor är emellertid den ekosystemservice som ett fungerande ekosystem ger mänskligheten, det mest betydelsefulla skälet till att ekosystem bör skyddas (Cairns et al., 1995).

7.2 Ekosystem i grund- och ytvatten

Den biologiska sammansättningen i grund- och ytvatten beror till stor del på den kemiska miljön. Det omvända förhållandet gäller också – den kemiska vattensammansättningen är beroende av att de akvatiska ekosystemen är i balans. Ett viktigt mått på ekosystemets status är att studera ekosystemets funktioner. En indikator på det är energiomsättningen i systemet. Energiomsättningen kan mätas i primär- och sekundärproduktion, respiration eller nedbrytningshastighet (Cairns et al., 1995). Cirkulationen av organiskt kol – kvoten mellan primärproduktion och sekundärproduktion – är exempelvis väldigt viktig, eftersom en störning i denna cykel är en indikation på obalans i systemet (Olof Berglund, lektor i kemisk ekologi/ekotoxikologi, Lunds universitet, personlig kommunikation, 2010-10-23).

Biodiversitet är ett viktigt mått på ekosystemets struktur. Det brukar sägas att ett ekosystems intriplitet måste behållas – strukturen kan inte förändras för mycket utan att ekosystemets funktion tar skada (Olof Berglund, lektor i kemisk ekologi/ekotoxikologi, Lunds universitet, personlig kommunikation, 2010-10-23). Om en förändring i ekosystemstrukturen sker, kan det leda till en förändring i ekosystemfunktionen, eftersom de är tätt sammankopplade (Cairns et al., 2005). Enligt Hooper et al. (2005) har både teoretiska och experimentella studier visat att ekosystemets egenskaper är beroende av biodiversiteten. Detta eftersom ett ekosystem, för

att kunna fungera, är beroende av att de funktioner som uppfylls av olika arter fungerar (Hooper et al., 2005). Därför är en skev ekosystemstruktur ett tidigt tecken på skada.

Ju större biodiversitet, desto mer robust är systemet normalt. Detta eftersom det finns en större ”buffert” i systemet (Hooper et al., 2005). Peterson et al. (1998) beskriver hur arter i ett ekosystem verkar och interagerar enligt en skalenlig struktur, vilket gör att ekosystemfunktionerna fungerar. En hög robusthet kännetecknas enligt Peterson et al. (1998) av att varje funktion uppfylls av flera arter, vilka verkar oberoende av varandra. Om det finns flera arter på varje trofinivå, kommer störningarna på systemet som en minskning av förekomsten av en art medför att bli mindre, eftersom andra arter då kan kompensera för förskjutningen. Denna struktur kallas tvärskalig robusthet (Peterson et al., 1998).

7.3 Vattenkvalitet hos grund- och ytvatten

Vattenkvalitet är, enligt Ward och Robinson (2000), en samlad bedömning av vattnets färg, smak, lukt, och temperatur samt av dess kemiska sammansättning. Det sistnämnda inkluderar bland annat vattnets hårdhet, pH samt koncentrationen av näringsämnen och av förorenande eller xenobiotiska ämnen.

7.3.1 Kemisk sammansättning hos ytvatten

På grund av den stora variation i ytvattenkvaliteten som finns, har det inte varit möjligt att hitta några specifika siffror på den kemiska ”medelsammansättningen” av ytvatten. Ytvatten har sitt ursprung från en mängd olika källor; dagvatten, dräneringsvatten, grundvatten, vatten från ytavrinning och så vidare, vilka blandas i sjöar och vattendrag (Ward och Robinson, 2000). På grund av det är ytvattenkvaliteten inte lika beroende av de geokemiska förutsättningarna i området, som grundvattnets kvalitet är. I stället är ytvattenkvaliteten till stor del beroende av de ytliga jordlagrens egenskaper och av markanvändningen. Även morfologiska egenskaper hos ytvattenförekomsten, som dess area, och om den ligger i en skog eller på en öppen yta påverkar den kemiska sammansättningen i vattnet. Viktiga parametrar som varierar



Figur 7.1. I vattendrag är vattnet i rörelse, vilket gör att dess kemiska sammansättning skiljer sig från kemin i stillastående vatten.

från vattenförekomst till vattenförekomst är vattnets pH, färg och näringsstatus (Brönmark och Hansson, 2005). Exempelvis påverkar vattnets klarhet hur djupt solljuset kan tränga ner i vattnet och därmed hur djupt fotosyntes kan ske (Brönmark och Hansson, 2005).

7.3.1.1 Kemi i vattendrag

Vattenkemin i vattendrag skiljer sig något från kemin i sjöar, beroende på att vattnet är i rörelse. Detta illustreras i figur 7.1. I vattendrag sker en omblandning av vattnet, vilket ökar dess syrehalt. Vidare luftas producerad överflödigt koldioxid ut ur vattnet, vilket förskjuter jämvikten och leder till en höjning av pH och utfällning av kalciumkarbonat. En hög vattenhastighet medför att fler och större partiklar suspenderas i vattnet. Sedimenterade partiklar och föroreningar som inte har så hög vattenlöslighet avsätts i botten i sedimentet och kan spridas ut på vattendragets stränder vid högvatten (Ward och Robinson, 2000).

7.3.2 Kemisk sammansättning hos grundvatten

Egenskaperna hos det vatten som perkolerar ner genom den omättade zonen för att slutligen nå den mättade zonen, har ett inflytande på grundvattnets kemiska kvalitet. Dock påverkar även sammansättningen av jordprofilen och av det kristallina geologiska materialet grundvattnets kvalitet. Långsamma vittringsprocesser leder till att mineralerna sakta löses upp och de joner som frigörs följer med vattnet på dess fortsatta färd ner i eller genom den mättade zonen (Schmoll et al., kap. 4, 2006).

Natrium-, kalium-, kalcium-, magnesium-, karbonat-, bikarbonat-, sulfat- och kloridjoner är de joner som är vanligast förekommande i grundvatten (Fetter, 2001). Alla dessa joner, förutom kalium- och karbonatjoner, påträffas normalt i koncentrationer mellan 1 och 1000 mg/l (Svensson, 2005). Kiseldioxid förekommer generellt sett i koncentrationer över 1 g/l (Fetter, 2001). I vanliga fall finns järn-, strontium-, kalium-, karbonat-, nitrat och fluoridjoner i koncentrationer mellan 0,01 och 10 mg/l. Vittring av mineraler som dolomit, fältspat, kalcit, gips, halit och anhydrit är orsaken till att dessa joner förekommer i hög grad. I Sverige består den prekambrika berggrunden främst av kvarts och fältspat, vilket avspeglas i den svenska grundvattenkemin (Svensson, 2005).

Huruvida en grundvattenakvifär är sluten eller öppen påverkar den kemiska sammansättningen i grundvattnet, eftersom utbytet med syrerikt ytvatten är mindre i slutna akvifärer. I inflödesområden är syrehalten hos grundvattnet hög och förhållandena är oxiderande (Schmoll et al., kap. 4, 2006), till skillnad från slutna akvifärer eller i utflödesområden som ligger långt ifrån inflödesområden, där de omvända förhållandena råder. I allmänhet är förhållandena i slutna akvifärer mera reducerade än i öppna sådana, eftersom utbytet med syrerikt vatten från ytan är lågt. Då förhållandena blir mer reducerande, förändras egenskaperna hos en mängd substanser. Bland annat förändras mättnadsindex för vissa joner så att de fälls ut (Schmoll et al., kap. 4, 2006; Peter Englov, Civ.ing., seniorkonsult, Sweco Environment AB, Malmö, personlig kommunikation, 2010-12-09).

7.3.3 Kemiska egenskaper som påverkar en vattenförekomsts robusthet

Ett ekosystems sårbarhet, det vill säga dess förmåga att motstå förändringar orsakade av förorenande substanser, beror till stor del av vattnets alkalinitet och oxidationskapacitet. Därför behandlas dessa termer närmare här.

7.3.3.1 Alkalinitet och buffertförmåga

En lösnings alkalinitet är ett mått på dess förmåga att stå emot förurning. Mängden och typen av joner som finns i vattnet påverkar alkaliniteten, eftersom syra/bas-paren i vattnet skapar ett buffrande system. Närvaro av protontagare ökar alkaliniteten i en lösning, medan joner som fungerar som syror minskar alkaliniteten. Emellertid är de kemiska egenskaperna hos en jon beroende av omgivningens pH i relation till dissociationskonstanten för jonen i fråga. Om pH är lägre än dissociationskonstanten för en viss substans kommer dessa joner att fungera som baser och ta upp protoner. Vice versa gäller då omgivningens pH är högre än dissociationskonstanten i fråga. Därför kommer varje syra/bas-par att fungera som ett buffrande system i ett specifikt pH-intervall. I naturliga vattenförekomster finns det många olika typer av joner, därmed kommer vattnet att "skyddas" från stora pH-variationer inom ett omfattande pH-intervall.

I sötvatten kan den totala alkaliniteten vid neutralt pH beräknas enligt:

$$\text{Alkalitet} = [\text{HCO}_3^-] + 2 * [\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+] + [\Delta\text{buffert}] - [\Delta\text{rest}] \quad (1)$$

där: $[\Delta\text{buffert}]$ är jonaktiviteten av mindre vanliga buffrande komponenter, till exempel $\text{Al}(\text{OH})_4^-$.

och: $[\Delta\text{rest}]$ är jonaktiviteten av resterande adderad syra, vilken inte har neutraliserats helt av det buffrande systemet, exempelvis HSO_4^-

(Neal, 2001)

Karbonatsystemet är det viktigaste buffrande systemet i akvatiska miljöer, därför kan alkaliniteten i många fall approximeras med koncentrationen vätekarbonatjoner i en lösning.

Den buffrande kapaciteten hos de ingående jonerna är inte oändlig, eftersom de buffrande anjonerna konsumeras då de tar upp vätejoner. För att kompensera för jämviktsförskjutningen kommer hastigheten på söndervittringen av de fasta mineralerna öka. Om förekomsten av lösliga mineraler (framför allt kalcit) är hög, kommer den buffrande kapaciteten som de geologiska formationerna har att vara stor. Den förhöjda vittingshastigheten dämpar pH-förändringen som de försurande föroreningarna ger, men medför också att mängden partiklar som finns i grundvattnet ökar. En annan följd av den ökade vittringen är att lösliga fasta mineraler konsumeras. Om föroreningsplymen är långvarig kommer den fasta andelen av de lösliga mineralerna till slut att lösas upp helt och därmed kommer grundvattnets buffrande kapacitet att avta (Svensson, 2005).

7.3.3.2 Oxidationskapacitet

Oxidationskapaciteten (OXC) i en lösning är dess resistens mot påverkan av reducerade ämnen. När organiska substanser passerar in i exempelvis en akvifär bryts de ner, främst genom biologiska processer. Den energi som krävs för detta ändamål fås antingen genom en stegvis reduktion av oxiderade substanser eller genom en samtidig reduktion. Både ämnen som redan är lösta i lösningsmediet och fasta ämnen som är i kontakt med lösningen kan reduceras. De kemiska och fysikaliska processer som finns i en akvifär, påverkar vilka substanser som är lösta och vilka som förekommer som fasta partiklar, och därmed hur stor oxidationskapaciteten är. Då jämvikt nåtts förblir den redoxstatus som finns i en akvifär oförändrad, så länge inte ytterligare energi i form av nya reducerande substanser tillkommer (Dittrich, 1998).

OXC i en lösning (till exempel en grundvattenakvifär), mätt i mol/m^3 lösning, bestäms av:

$$\text{OXC} = 4[\text{O}_2]_{\text{aq}} + 5[\text{NO}_3^-]_{\text{aq}} + [\text{Fe(III)}]_{\text{s}} + 2[\text{Mn(IV)}]_{\text{s}} + 8[\text{SO}_4^{2-}]_{\text{aq}} + 4[\text{TOC}]_{\text{aq, s}}$$

(Dittrich, 1998)

Redoxpotentialen i ett område påverkas av graden av kontakt med atmosfärens syre, och minskar därför med markdjupet. Syretransport genom vatten är betydligt långsammare än transport genom luft, vilket innebär att redoxpotentialen i den mättade zonen är lägre än i den omättade. Enligt samma resonemang är redoxpotentialen i stängda akvifärer lägre än i öppna. Även grundvattnets ålder påverkar dess redoxpotential. Ju längre tid grundvattnet har varit i marken, desto mera har det hunnit påverkas av reducerande processer. Enligt samma resonemang påverkas redoxpotentialen på en plats av om den ligger i ett utflödes- eller inflödesområde. I inflödesområden kommer sträckan, och därmed tiden, som grundvattnet har färdats genom marken att vara kort, vilket gör att dess syrehalt är hög. Det motsatta gäller för utflödesområden (Svensson, 2005). Resonemanget ovan är dock inte allmängiltigt.

Exempelvis kan redoxbuffertar, vilka fungerar på samma sätt som buffertar för pH, göra att redoxpotentialen inte är lika lättpåverkad som den normalt skulle ha varit (Svensson, 2005).

8. Lagar rörande vattenskydd i Sverige och inom EU

EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG), som hädanefter i denna rapport även kommer att kallas för vattendirektivet, har införts för att säkerställa vattenkvaliteten i EU. EU:s medlemsländer är skyldiga att skydda alla grund- och ytvattenförekomster som inte definieras som ”konstgjorda eller kraftigt modifierade” och att vid behov förbättra och återställa dem, för att säkerställa en god status (2000/60/EG, Artikel 4). Detta mål ska ha nåtts 2015 (Naturvårdsverket, 2007) och det är upp till medlemsländerna själva att sätta upp de lagar och regleringar som krävs för att nationerna ska nå upp till målen (Naturvårdsverket, 2007). Övervakningsprogram för att säkerställa kvaliteten på vattnet ska inrättas i EU:s medlemsländer (2000/60/EG, Artikel 8) och karaktärisering av alla yt- och grundvattenförekomster ska göras (2000/60/EG, Bilaga II). Direktiv 2008/105/EG tar upp ändringar av bland annat ramdirektivet (2000/60/EG) för vatten. De ändringar som har gjorts i direktiv 2000/60/EG är främst bestämmande av miljökvalitetsnormer för de kemiska substanser som tas upp i artikel 16 i vattendirektivet (2000/60/EG). Syftet med direktivet är strukturera upp hur fortsatta kontroller och åtgärdsprogram ska utföras, för att säkerställa en god vattenkvalitet inom EU (2008/105/EG). Tillåtna gränsvärden för ämnen i ytvatten fastställs och övervaknings- och provtagningsmetoder specificeras (2008/105/EG, Artikel 3 och Bilaga I). Vidare bestäms det att så kallade ”blandningszoner” med förhöjda koncentrationer är tillåtna nära en utsläppskälla (2008/105/EG, Artikel 3).

I Sverige har vattenfrågorna i EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG) och dess ändringar, vilka finns i direktiv 2008/105/EG, implementerats bland annat genom ändringar i Miljöbalk (1998:808) samt genom införandet av *förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön* (vattenförvaltningsförordningen eller VFF), *förordning om ändring i förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön* (SFS 2009:1108) och *förordning (2002:864) med länsstyrelseinstruktion (länsstyrelseinstruktionen)*. Naturvårdsverket och SGU har dessutom gett ut ett antal föreskrifter, exempelvis (NFS 2008:1) *Föreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten* (Naturvårdsverket, 2007) och *Sveriges geologiska undersöknings föreskrifter om statusklassificering och miljökvalitetsnormer för grundvatten* (SGU-FS 2008:2). Formellt är vattenförvaltningsförordningen den gällande lagstiftningen i Sverige; det som står i EG:s ramdirektiv för vatten är bara giltigt i de fall då ramdirektivet specifikt åberopas i förordningar (Naturvårdsverket, 2007).

8.1 Karaktärisering av vatten

Enligt vattendirektivets (2000/60/EG) bestämmelser måste alla grund- och ytvattenförekomster inom EU karaktäriseras. För detta ändamål delas varje land in i ett antal vattendistrikt. Varje vattendistrikt ska kartläggas och kvaliteten på vattnet ska utvärderas. Även en ekonomisk analys av vattenanvändningen ska göras. Sverige har delats in i fem vattendistrikt och en länsstyrelse från varje distrikt utsetts till vattenmyndighet, vilken har ansvaret för förvaltning av vattnets kvalitet (förordning 2004:660, kap. 2 §§ 1-2; Miljöbalk 1998:808, kap. 5 §§ 10-11). Verkställande av åtgärdsprogram och övervakning kan dock skötas av andra länsstyrelser inom området (Förordning 2007:825, § 24).

Hur undersökningen av vattendistriktet ska ske står i Artikel 5 och Bilaga II till 2000/60/EG (Förordning 2004:660, kap. 3 §§ 1-2). De kvalitetskrav för yt- och grundvattenförekomster samt för skyddade områden som, efter karaktärisering och kartläggning, genom

vattendelegationsbeslut sätts av vattenmyndigheterna, är styrande för det fortsatta arbetet. Kraven klassas som miljökvalitetsnormer (Förordning 2004:660, kap. 4), vilket innebär att myndigheter och kommuner har ansvar för att de följs (Miljöbalk 1998:808, kap 5 § 3) För att säkerställa att miljökvalitetsnormerna inte bryts ska åtgärdsprogram vidtas (Miljöbalk 1998:808, kap 5 §§ 4-6, § 8) och kontroller införs (Miljöbalk 1998:808, kap 5 § 9). Det åtgärdsprogram som gäller för skydd av vattendistrikt i Sverige tas upp i kapitel 6 i förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.

En värdering av utsläppskällor för föroreningar som finns i vattenförekomsternas närhet måste ske, för att risken för påverkan av mänskliga aktiviteter ska kunna göras (2000/60/EG, Bilaga II, Artikel 5 och 8). Mer om de specifika krav på vad som ska ingå i karaktärisering av grund- och ytvatten kan ses i kapitel 10.2.1 nedan samt i Bilaga II och V till vattendirektivet (2000/60/EG).

9. Definitioner av skyddsvärde och sårbarhet hos yt- och grundvatten

Det finns i dag inga klara regler för hur skyddsvärde och sårbarhet ska definieras, värderas och bedömas, vad gäller skada orsakad av lakvattenpåverkan eller andra förorenande substanser på grundvatten och ytvatten. Därför ska denna frågeställning behandlas här.

Sårbarhet kan bedömas på flera olika nivåer, vilket presenteras i kapitel B1.1.1 i bilaga 1. I denna rapport används begreppen inre och yttre sårbarhet. Inre sårbarhet syftar på ekosystemets robusthet i en vattenförekomst, medan det med den yttre sårbarheten avses förekomsten av exponeringsvägar till vattenförekomsten. Definitionen för sårbarhet är gemensam för de flesta myndigheter och lagstiftare, men synen på skyddsvärde skiljer sig åt beroende på om den är global eller nationell, samt mellan olika myndigheter. Forskare har också olika åsikter om dessa frågor. Eftersom den praktiska delen av rapporten behandlar deponier, är även avfallsbranschens syn på skyddsvärde relevant och tas upp här. Då Naturvårdsverkets (Skogsjö, 2007) uppfattning är den som är vanligast använd i Sverige, har den beskrivits mera ingående.

9.1 Skyddsvärde och sårbarhet hos vattenförekomster ur ett globalt perspektiv

Nedan presenteras den syn på skyddsvärde och sårbarhet hos vattenförekomster som finns hos de globala organisationerna WHO och FN. Det är viktigt att veta vilken åsikt som dessa organisationer har, eftersom den återspeglas även på nationell nivå.

9.1.1 WHO – människors hälsa går först

WHO (2008) har utgivit en rapportserie om dricksvattenkvalitet (*WHO Drinking-water Quality Series*). I denna serie finns det en rapport om hur grundvatten ska skyddas, men motsvarande text finns inte för ytvatten. Syftet med rapporterna är att ”skydda allmänhetens hälsa” (World Health Organisation, 2008, kap. 1); det skyddsvärda i WHO:s ögon är alltså människors hälsa. Ingen annan definition av skyddsvärde har kunnat hittas hos WHO.

I rapporten om grundvattenskydd (Schmoll et al., 2006), finns det inte heller någon annan definition av skyddsvärde vad gäller grundvatten, än att människors hälsa ska skyddas. Däremot diskuteras sårbarheten hos grundvattenförekomster. Sårbarhet är ett mått på hur pass negativt en grundvattenförekomst påverkas av en viss mängd förorenande substanser. Sårbarheten beror, enligt Schmoll et al. (2006, kap. 8), på hur förekomsten av exponeringsvägar

för föroreningar från riskkällan till grundvattnet är och vilka retardationsprocesser som finns (Schmoll et al., 2006, kap. 8). Enligt Schmoll et al. (2006, kap. 8) är en grundvattenakvifär som har låg sårbarhet dock svår att sanera då den väl har blivit påverkad av föroreningar. Schmoll et al. (2006, kap. 8) klassificerar sårbarheten enligt en femgradig skala. Liknande hydrogeologiska egenskaper som tas upp i bilaga 2.1 i denna rapport benämns även av Schmoll et al. (2006, kap. 8) som orsaker som påverkar spridningsvägarna och därmed sårbarheten hos grundvattenakvifärer.

9.1.2 FN – skyddsvärde baserat på nödvändig vattenkvalitet

FN behandlar inte känslighet och skyddsvärde för vatten explicit i sitt vattenprogram. I stället tar FN i beaktande att den kvalitet som vatten behöver ha, beror på dess användningsområden. Om vatten bara ska användas vid till exempel industriella processer, behöver kraven på renhet inte vara lika stränga som för dricksvatten (GEMS/Water Programme, 2008). Det innebär att en vattenförekomsts skyddsvärde beror på vad vattnet är tänkt att användas för. Till skillnad från WHO (2008), tar FN (GEMS/Water Programme, 2008) även upp bevarande av biologisk mångfald som något som är skyddsvärt, eftersom ett fungerande ekosystem är viktigt för att den kemiska kvaliteten på vattnet ska kunna bibehållas. En central del i detta är att ekosystemservicen ska fungera (GEMS/Water Programme, 2008).

Vad gäller sårbarhet för negativa effekter vid kontamination, påpekar FN (GEMS/Water Programme, 2008) att ett akvatiskt ekosystems förmåga att motstå föroreningar till stor del beror på bakgrundskoncentrationerna av olika substanser. FN tar alltså i beaktande att olika ekosystem kan vara olika robusta och därmed olika känsliga för skada (GEMS/Water Programme, 2008). Ingenting om hur FN ser på sårbarhet hos vattenförekomster med avseende på risk för exponering av kontaminerande substanser har kunnat hittas.

9.2 Skyddsvärde och sårbarhet hos vattenförekomster ur ett nationellt perspektiv

Nedan presenteras den syn på skyddsvärde och sårbarhet som finns hos svenska myndigheter och i den svenska lagstiftningen. EU:s krav återspeglas i det svenska regelverket.

9.2.1 Vattendirektivet – områden som är känsliga ska skyddas

Kontentan av EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG) är att områden som är opåverkade av mänsklig aktivitet och områden som är ekologiskt känsliga ska, om det är möjligt, skyddas från exploatering som kan skada eller påverka området (2000/60/EG). Detta tas också upp i miljöbalken (Miljöbalk 1998:808 kap. 3, §§1-3). Även vattenförekomster som är betydelsefulla på grund av natur- eller kulturintressen samt sådana som är ekonomiskt eller samhällsrelaterat viktiga ska skyddas från skadliga ingrepp (Miljöbalk 1998:808 kap. 3, § 5 och § 6).

Det är extra viktigt att skyddade områden inte kontamineras eller utsätts för andra negativa effekter orsakade av mänskliga aktiviteter. Därför ska särskilda bestämmelser upprättas för dessa (2000/60/EG, Artikel 8). Skyddade områden är dricksvattentäkter samt vattenförekomster där det finns ekonomiskt viktiga organismer, känsliga områden och områden för rekreation. Även vattenförekomster där organismer som ska bevaras lever och vatten som finns inom Natura 2000-områden definieras som skyddade (2000/60/EG, Bilaga IV).

Hur sårbarhet hos vattenförekomster ska bedömas, har inte kunnat hittas varken i vattendirektivet (2000/60/EG) eller i dess implementeringar i svensk lagstiftning.

9.2.2 Naturvårdsverket – konsekvenser för miljön och människors hälsa likställs

Naturvårdsverkets (Skogsjö, 2007) syn på områdets känslighet och skyddsvärde används i många olika metodiker för riskbedömning av förorenad mark i Sverige.

Naturvårdsverket (Skogsjö, 2007) likställer konsekvenser för miljön med konsekvenser för människors hälsa; de anser att båda ska ses lika allvarligt. Naturvårdsverket (Skogsjö, 2007) delar in känsligheten för negativ påverkan på människor och natur vid exponering av kontaminerande substanser i fyra grader. De beror på vilken typ av verksamhet som pågår eller kommer att ske i området i fråga. För påverkan på människor beaktas både direkt exponering och exponering via dricksvatten eller via vatten till grödor och tamdjur. För inverkan på miljön är skyddsvärdets storlek beroende av hur påverkat området redan är av mänskliga aktiviteter, samt vilken typ av ekosystem det är och vilka arter som berörs. Naturvårdsverket (Skogsjö, 2007) anser att ett områdes känslighet är större ju längre tid människor vistas i området. Förekomst av dricksvattentäkter samt att barn vistas i området gör att föroreningsexponering av ett område ska undvikas i så stor grad som möjligt. På motsvarande sätt har naturområden med ovanliga ekosystem eller som av olika instanser klassificerats som naturskyddsområden ett stort skyddsvärde (Skogsjö, 2007).

Vid en genomgång av Naturvårdsverkets skrifter har inga andra allmänna sätt att definiera skyddsvärde och känslighet än de som anges ovan kunnat hittas, men i Naturvårdsverkets rapport 5976, *Riktvärden för förorenad mark; Modellbeskrivning och vägledning* (Naturvårdsverket, 2009 (III)) behandlas sättet att definiera skyddsvärde och känslighet mera specifikt baserat på markanvändningen och den skada som olika exponeringsgrader därmed medför. Här definieras begreppen känslig respektive mindre känslig markanvändning. Bland annat finns det värden angivna för att möjliggöra beräkning av exponeringshalter vid respektive markanvändning (Naturvårdsverket, 2009 (III)). Dessutom står det mera om hur skyddsvärde och känslighet ska bedömas, beroende på vilken typ av område det handlar om, i olika publikationer utgivna på uppdrag av Naturvårdsverket. Handbok 2007:4 från Naturvårdsverket (2007) behandlar exempelvis sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon medan känslighetsbedömning av grundvatten tas upp i Naturvårdsverkets (1999 (II)) rapport 4915.

I MIFO (Metodik för Inventering av Förorenade Områden) och i Banverkets (2008 (I)) riskanalysmetod (se kapitel B2.3.1 och B2.3.2 i bilaga 2) utnyttjas de bedömningsgrunder som behandlas ovan (Naturvårdsverket, 1999 (I), Banverket, 2008 (I)). Det påpekas dock i MIFO-rapporten att det krävs en vetskap om den markanvändning som sker i dag och som kommer att ske i framtiden i redan förorenade områden och i deras närhet, för att kunna upptäcka och förutsäga negativa verkningar på människors hälsa och värdefulla naturområden (Naturvårdsverket, 1999 (I)).

Vid framtagandet av de riktvärden för förorenad mark som finns, har Naturvårdsverket (2009 (III)) använt sig av exponeringsvägarna för att ta fram den skada som en viss koncentration medför och därmed vilken sårbarhet för exponering av förorenande substanser som ett skyddsvärt objekt har. Sårbarheten beror alltså enligt Naturvårdsverket (2009 (III)) på sannolikheten för att exponering ska ske och att skada därmed ska uppkomma. Sårbarhet i betydelsen motsats till robusthet hos ekosystem eller andra skyddsvärda objekt har dock inte kunnat hittas i Naturvårdsverkets rapporter.

9.2.3 Sveriges geologiska undersökning – ansvariga för grundvattenkvaliteten

Sveriges Geologiska Undersökning har ansvar för att grundvattnet i Sverige håller god kvalitet (Sveriges Geologiska Undersökning, 2010 (III)). Sveriges Geologiska Undersökning (2010 (II)) anser att skyddsvärdet hos en grundvattenakvifär är beroende av vattenkvaliteten, dess storlek och hydrauliska egenskaper, om vattnet används eller i framtiden kan komma att användas för vattenförsörjning samt hur viktig akvifären är för omgivande naturmiljö.

Enligt Sveriges Geologiska Undersökning (2010 (II)) beror sårbarhet hos en grundvattenförekomst på risken att kontaminerande ämnen sprider sig till grundvattnet. Sårbarheten är därför direkt beroende av spridningsförutsättningarna i omgivningen.

9.2.4 Miljökvalitetsmålen - god ekologisk status är viktigt

”Levande sjöar och vattendrag” och ”Grundvatten av god kvalitet” innan år 2020 är två av de miljökvalitetsmål som Sveriges riksdag har satt upp. En god vattenkvalitet hänger dessutom ihop med flertalet av de andra miljökvalitetsmålen. Detta indikerar att Sveriges riksdag anser att det är viktigt att skydda yt- och grundvattenförekomster i Sverige (Naturvårdsverket, 2010 (III)).

9.2.4.1 ”Levande sjöar och vattendrag”

För att miljökvalitetsmålet ”Levande sjöar och vattendrag” ska nås, krävs det att Sveriges ytvattenförekomster håller en god ekologisk status med hög biologisk mångfald. Även deras kulturella värden ska bibehållas eller restaureras. Naturvårdsverket är den myndighet som har huvudansvaret för att miljökvalitetsmålet ”Levande sjöar och vattendrag” nås innan 2020 (Naturvårdsverket, 2010 (III)).

En mängd olika aspekter som bör bevaras räknas upp av Naturvårdsverket (2010 (III)). Dessa aspekter grundar sig på det som togs upp i proposition 2004/05:150. Särskilt skyddsvärda anses exempelvis orörda vattendrag vara. Även vattenförekomster där utrotningshotade eller av andra orsaker känsliga arter lever betecknas som skyddsvärda. Vad gäller förorenings-situationen får förorenande substanser inte påverka den biologiska mångfalden. Dessutom bör kraven för klassificeringen ”God ytvattenstatus” enligt vattendirektivet (2000/60/EG) uppnås för att Sveriges miljökvalitetsmål ska kunna uppnås (Naturvårdsverket, 2010 (III)).

Vad gäller sårbarhet för kontamination hos ytvatten, har ingen specifik definition av sådan kunnat hittas inom ramen för målet.

9.2.4.2 ”Grundvatten av god kvalitet”

Sveriges Geologiska Undersökning (2010 (III) och 2010 (IV)) har huvudansvaret för att Sveriges miljökvalitetsmål ”Grundvatten av god kvalitet” nås inom en generation. De samlar in information och föreslår åtgärder som behöver göras för att nå miljömålet. Dessutom tar de fram information om grundvattnets kvalitet (Sveriges Geologiska Undersökning, 2010 (III)).

Vad gäller grundvattenkvalitetsmålet, som grundar sig på proposition 2009/10:155, finns det inga specificerade orsaker till att grundvatten är skyddsvärt, mer än att grundvattenkvalitet och -kvantitet i allmänhet inte ska påverkas av mänskliga aktiviteter. Ingen specifik definition av sårbarhet hos grundvatten har kunnat hittas (Naturvårdsverket, 2010 (I)).

9.2.5 Banverket – skyddsvärdet beror på avståndet till riskkällan

Eftersom trafik är en betydande källa till förorenande substanser och Trafikverket är ansvarigt för trafiken i Sverige, är deras syn på skyddsvärde och skada viktig.

Definitionerna för skyddsvärde som används i Banverkets (2008 (I)) (nuvarande Trafikverkets) riskanalysmetod (se kapitel B1.2.2 och B2.3.2 i bilaga 1 respektive 2), bygger på Naturvårdsverkets (1999 (I)) bedömning av dessa parametrar. I Banverkets (2008 (I)) rapport skiljer man dock på olika skyddsvärden, baserat på hur långt från riskkällan de skyddsvärda objekten finns. Detta upplägg är olik Naturvårdsverkets (1999 (I)). Närområdet till riskkällan anses alltid som skyddsvärt och benämns ”utsläppsområde” av Banverket (2008 (I)). De övriga skyddsvärden som kan exponeras för förorenande substanser från riskkällan kallas ”externa skyddsobjekt”. Den mark som ligger nära en riskkälla kan alltså betraktas både som ett skyddsobjekt och som en riskkälla i sig för andra skyddsvärda objekt (Banverket, 2008 (I)). Skyddsvärda objekt kan, enligt Banverket (2008 (I)) finnas i miljön eller vara tillverkade av människan (som exempelvis byggnader). De kan vara värdefulla på grund av flera olika orsaker. Ett exempel som anges är att en sjö kan användas både som en dricksvattentäkt, och rekreationsområde, samtidigt som den rymmer ett värdefullt ekosystem. Exempel på skyddsvärda objekt är ytvatten, grundvatten, byggnader och anläggningar, jordbruksmark, våtmarksområden samt rekreationsområden (Banverket, 2008 (I)).

Det mått på sårbarhet för kontamination som Banverket (2008 (I)) använder, baseras på spridningsförutsättningarna och hur stor sannolikheten är att förorenande substanser når skyddsvärdet. Spridningsförutsättningarna beskrivs med hjälp av hydrogeologiska typmiljöer och sannolikheten att spridningssamband finns från riskkällan till skyddsvärda objekt (Banverket, 2008 (I)). Mer om detta kan läsas i kapitel B1.2.2, B2.3.2 i bilaga 1 respektive 2 och i Banverkets (2008 (I)) rapport *Förorenade områden - system för riskanalys och prioritering*.

9.2.6 Definition av skyddsvärde och sårbarhet hos grund- och ytvatten, ur avfallsperspektiv

Eftersom riskkällorna som ska beaktas i den teoretiska delen av denna rapport är deponier, är det relevant att även ta upp hur sårbarhet och skyddsvärde hos vattenförekomster bedöms i samband med påverkan av deponier och lakvatten. Därför presenteras det nedan.

9.2.6.1 Avfallsdirektivet – deponering får inte orsaka några skadliga effekter

För att i största möjliga mån förhindra att deponering orsakar skadliga effekter på människors hälsa och på miljön, regleras vad som får deponeras samt utformning och lokalisering av deponier av lagar och direktiv. Det understryks i deponeringsförordningen (§1, SFS 2001:512) att det är särskilt viktigt att förebygga kontamination av yt- och grundvatten, mark och luft, samt av den globala miljön. Även i EU:s avfallsdirektiv (2008/98/EG, artikel 13), vilken deponeringsförordningen (SFS 2001:512) baseras på, står det att medlemsstaterna är skyldiga att tillse att avfallshantering inte medför någon skada på människors hälsa eller på miljön. Vatten är en av de områden som särskilt betonas att det ska skyddas, men även luft, växter och djur anses vara skyddsvärda (2008/98/EG, artikel 13).

En grundvattenakvifers sårbarhet för föroreningsexponering från deponier uttrycks framför allt genom modelleringsresultat som fås fram genom TAC-modellen. Mera om denna modell kan läsas i kapitel B2.3.3 i bilaga 2.

9.2.6.2 Avfall Sverige – skyddsvärdet kan variera

Avfall Sverige är Sveriges branschorganisation för avfallshantering och återvinning. I samband med diskussionen av vilka utsläppskriterier för lakvatten som ska gälla i Sverige, tar Avfall Sverige (kap. 14, 2006) upp frågan hur skyddsvärda objekt ska definieras i samband med lakvattenpåverkan. Avfall Sverige (kap. 14, 2006) anser att skyddsvärdet kan definieras beroende på vilka behov och intressen som finns. I *Deponihandboken* (Avfall Sverige, kap. 14, 2006) står det att ett närbeläget dike ”behöver kanske inte vara skyddsvärt utan betraktas som en ledning och våtmarken kanske är en del av behandlingssystemet”.

Frågan om en vattenförekomsts sårbarhet för exponering av förorenande substanser eller ett ekosystems sårbarhet för förorenande substanser, ligger utanför det område som Avfall Sverige har ansvar för. Därför har det heller inte kunnat hittas någon information om ämnet i litteratur skriven av Avfall Sverige.

9.3 Definiering av känslighet och sårbarhet i vetenskapliga artiklar

Vetenskaplig forskning är det som ligger till grund för politiska beslut och de forskningsresultat som tas fram får oftast genomslag även i praktiska sammanhang. Därför ger nya rön en föraning om den utveckling som kommer att ske, vad gäller lagstiftning. Nedan redovisas forskningsrön om sårbarhet och känslighet hos sötvattenförekomster.

9.3.1 Skyddsvärde

Inga vetenskapliga artiklar eller riskanalyser som tar upp hur olika grund- och ytvattenförekomsternas skyddsvärde ska bedömas har kunnat hittas vid litteraturstudien. Dessutom fås inga relevanta träffar, på artiklar som behandlar kontamination av grund- och/eller ytvatten, vid sökningar i artikeldatabaser på skyddsvärde (”protective value”, ”worth to preserve”), värdefull (”valuable”) eller liknande nyckelord, i kombination med grundvatten (”groundwater”) respektive ytvatten (”surface water”).

9.3.2 Sårbarhet

En genomgång har gjorts, av sårbarhets- och riskanalyser som behandlar sårbarhet och skyddsvärde hos grund- och ytvatten i allmänhet och i samband med lakvattenpåverkan från deponier i synnerhet. Genomgången visade att hur sårbarhet av grundvattenakvifärer ska bedömas diskuteras i ett antal studier. Grundvattenakvifärers sårbarhet i samband med deponier tas också ofta upp. Vad gäller sårbarhet är det dock framför allt de hydrogeologiska egenskaperna i grundvattenakvifärernas närhet som beaktas. De viktigaste av dessa hydrogeologiska aspekter tas upp i kapitel B2.1 i bilaga 2. Sårbarheten hos ett grundvattenekosystem vad gäller att stå emot förorenande kemiska ämnen när de redan nått akvifären tas inte upp i den litteratur som har hittats. Inte heller behandlas frågor som buffertförmåga och andra egenskaper som gör att ett system kan bibehålla kemisk balans, trots förekomst av förorenande substanser.

Ett exempel på en metod som kan användas för bedömning av den ”inre sårbarheten”, vad gäller föroreningsspridning till akvifärer har utvecklats av Civita och De Maio (1997) och beskrivs av Rapti-Caputo et al. (2006). Genom att jämföra sårbarheten med hur farlig en deponi bedöms att vara, kan lämpligheten för placering av en deponi inom ett område bedömas. Dessutom går det att utvärdera hur stort behovet för åtgärder av existerande deponiområden är (Rapti-Caputo et al., 2006). Sårbarheten bedöms genom att använda modellen ”SINTACS” som även den har utvecklats av Civita och De Maio (1997). ”SINTACS” innebär att parametrar utvärderas, och att resultatet omvandlas till värden på en tiogradig skala (Rapti-Caputo et al., 2006).

Parametrarna är:

- De hydrologiska egenskaper som markytans topografi medför
 - Den omättade zonens mäktighet
 - Storleken på den effektiva infiltrationen
 - Retardationsegenskaperna hos den omättade zonen
 - De ytliga överlagrande jordlagrens retardationsegenskaper
 - De hydrogeologiska egenskaperna i akvifärsystemet
 - Den hydrauliska konduktiviteten i akvifärena
- (Rapti-Caputo et al., 2006)

Markytans topografi och egenskaper påverkar hur det ytvavrinnande vattnet rör sig och därmed hur föroreningar kan sprida sig. Den omättade zonen innebär ett första skydd mot kontaminering för den mättade zonen. Om den omättade zonen och de ytliga jordlagren har en stor mäktighet, består av material som inte tillåter någon hög infiltration och som har stora retardationsegenskaper, kommer sårbarheten hos de underliggande akvifärena att vara låg. Det beror på att den omättade zonen ger ett gott skydd. På motsvarande sätt påverkar den mättade zonens hydrologiska- och geokemiska egenskaper dess sårbarhet. För att kunna avgöra sårbarheten enligt denna metod krävs det att grundliga undersökningar gjorts av området, så att en konceptuell modell kan skapas och implementeras i ett GIS-program. Rankingen av de olika parametrarna läggs in i GIS-programmet och på så sätt kan sårbarheten hos grundvattnet i området avgöras (Rapti-Caputo et al., 2006).

Få vetenskapliga artiklar som behandlar hur sårbarhet av ytvatten ska bedömas, med avseende på känsligheten för kontaminering orsakad av kemiska substanser, har kunnat hittas. Inga artiklar som beaktar spridningsförutsättningarna till ytvatten på motsvarande sätt som för spridning till grundvatten har kunnat hittas. Dock har många vetenskapliga studier av sårbarheten hos ekosystem gjorts, vilka behandlar olika former av störningar av näringsförutsättningarna i ytvatten. Ett exempel på detta är övergödningsproblematiken.

Det är vanligast att analysera den fara som lakvatten från deponier medför, genom att studera deponiers ”färlighet”, med avseende på lakvattenproduktion och -läckage eller genom att studera lakvattenföroreningsindex. Att tvärtom studera sårbarheten hos det som utsätts för den fara som lakvattenspridning medför, är inte alls lika vanligt. Den fara som lakvatten medför har analyserats med hjälp av lakvattenföroreningsindex av bland andra Kumar och Alappat (2005). En jämförelse mellan de metoder som finns för att bedöma den fara för grundvattenförorening som gamla deponier utgör, har utförts av Singh et al. (2010).

I de riskanalyser av grundvattenkontamination som hittats, diskuteras frågan om hur sårbarhet ska bedömas relativt mycket. Dock är det sårbarhet ur ett spridningsperspektiv som behandlas i dessa fall. Att denna fråga är central i en riskbedömning av grundvattensystem verkar vara fast förankrat bland de som utför sådana. Dock har det inte kunnat hittas några riskbedömningar där frågan om hur sårbart ett grundvattensystem är, när det gäller tolerans mot olika kontaminerande substanser som nått vattensystemet. För ytvatten har få riskanalyser kunnat hittas. Ett exempel på en riskanalys där spridningsförutsättningarna av kontaminerande ämnen till både grund- och ytvatten är dock utförd av Lake et al. (2003). I denna analys analyseras information om jordförutsättningarna, lågpermeabla ytor och akvifärernas egenskaper med hjälp av GIS-program, för att bestämma sårbarheten hos yt- och grundvatten (Lake et al., 2003).

9.4 Sammanfattning och jämförelse av sårbarhet och skyddsvärde

Som kan ses i tabell 9.1 finns det en mängd olika definitioner av sårbarhet och skyddsvärde, beroende på vilken källa som granskas. En vattenförekomst anses, enligt de undersökta källorna, inte ha ett skyddsvärde i sig. I stället är det de objekt, människor eller andra organismer som står i förbindelse med vattnet, som gör det skyddsvärt. Dock finns det en röd tråd i vad som anses göra en vattenförekomst skyddsvärd; skyddsvärdet baseras på källornas intresseområden. Generellt gäller att de världsomspännande organisationerna WHO och FN, vilka är grundade för att skydda mänskligheten, anser att människans hälsa är det huvudsakliga skyddsvärdet. På europeisk och, framför allt, på nationell nivå är orsakerna till att skydda vattnet å andra sidan inte enbart att skydda människans hälsa och bibehålla vatten med god dricksvattenkvalitet, utan det finns även miljömässiga orsaker till att vattenförekomster anses vara skyddsvärda. Avfall Sveriges ståndpunkt skiljer sig däremot radikalt från övriga källors åsikter. Detta är dock inte så konstigt, då de ska bevaka avfallsbranschens intressen.

Det finns olika nivåer av sårbarhet, vilket presenteras i kapitel B1.1.1 i bilaga 1. Den sårbarhet av framför allt grundvattenakviferer som beaktas i de undersökta källorna är yttre sårbarhet, vilken baseras på spridningsförutsättningarna mellan riskkällan och vattenförekomsten. Som kan ses i tabell 9.1 görs en sådan definition av WHO, Naturvårdsverket, SGU, Banverket, i TAC-modellen och i de granskade vetenskapliga artiklarna. FN tar dock upp den inre sårbarheten, vilken baseras på hur robust ekosystemet är mot störningar. Den inre sårbarheten är också central för den sårbarhet hos ytvattenförekomster som tas upp i de vetenskapliga artiklarna.

Tabell 9.1. Sammanfattning av hur de olika studerade källorna bedömer skyddsvärde och sårbarhet på grund- och ytvattenförekomster.

Källa	Definition av skyddsvärde	Definition av sårbarhet	Övrigt
WHO	Människors hälsa	Förekomst av exponeringsvägar till grundvatten	
FN	Vattnet ska kunna användas till det syfte det är tänkt Ekosystemservice ska fungera	Ett ekosystems förmåga att motstå negativa effekter orsakade av förorenande substanser	
Vattendirektivet (2000/60/EG) och dess implementeringar i svensk lagstiftning	Områden som är opåverkade av mänsklig aktivitet samt områden som är ekologiskt känsliga	Ej definierat	
Naturvårdsverket	Beror på markanvändning och på ekosystemets egenskaper	Beror på sannolikheten för att exponering ska ske	Rör spridning från förorenad mark
SGU	Värdet på en grundvattenakvifär beror på dess egenskaper, om vattnet används för vattenförsörjning och om grundvattnet påverkar omgivande naturmiljö	Beror på spridnings-förutsättningarna i den omgivande marken	Rör endast grundvatten
Miljökvalitetsmålen	En mängd olika aspekter som ger skyddsvärde hos ytvatten finns, t.ex. orörda vattendrag, vattenförekomster där utrotningshotade eller av andra orsaker känsliga arter lever För grundvatten: ej definierat	Ej definierat	
Banverket	Risikkällans närområde är alltid skyddsvärt Skyddsvärda objekt kan finnas i miljön eller vara tillverkade av människan	Baseras på spridnings-förutsättningarna och hur stor sannolikheten är att förorenande substanser når skyddsvärdet	Rör spridning från förorenad mark
Avallsdirektivet (1999/31/EG) och dess implementeringar i svensk lagstiftning	Människors hälsa och miljön. Yt- och grundvatten, mark och luft, växter och djur samt att den globala miljön	Sårbarheten baseras på spridnings-förutsättningarna och simuleras genom TAC-modellen	
Avall Sverige	Kan definieras beroende på vilka behov och intressen som finns	Ej definierat	
Vetenskapliga artiklar	Ej definierat	Sårbarhet hos grundvatten baseras på spridnings-förutsättningarna Sårbarhet hos ytvatten baseras på förmågan hos ett ekosystem att stå emot störningar	

10. Definitioner av skada på yt- och grundvatten

Skada på vatten kan vara estetisk påverkan på vattnet, det vill säga förändringar av lukt, smak eller färg, eller så kan skadan gälla indirekt påverkan på människors hälsa eller på miljön genom intag av eller exponering för förorenat vatten (Schmoll et al., kap 4, 2006). Hur skada på grund- och ytvatten orsakad av kontaminerande substanser ska definieras är inte klart och beror på vilket skyddsvärde som beaktas. Naturvårdsverkets (2009 (III)) riktlinjer, tillsammans med de regler som har satts upp av EU genom vattendirektivet (2000/60/EG), är de som är mest relevanta ur svensk synpunkt. Därför behandlas det mera ingående.

10.1 Skada hos vattenförekomster ur ett globalt perspektiv

Nedan presenteras den syn på skada på vattenförekomster som finns hos de globala organisationerna WHO och FN. Det är viktigt att veta dessa organisationers inställning, eftersom den har stor betydelse även på nationell nivå.

10.1.1 WHO – vatten ska hålla dricksvattenkvalitet

Vad gäller skada på vatten utgår WHO (2008) från de riktvärden för dricksvattenkvalitet som tagits fram av organisationen. Riktvärdena är på intet sätt bindande; det är upp till varje land att bestämma huruvida de ska följa riktvärdena eller ej. Främst är det människors hälsa som beaktas då skada på grundvatten definieras (World Health Organisation, 2008, kap. 1). Dessutom påpekar WHO (2008, kap. 1) att dricksvatten bör vara fritt från obehaglig smak och lukt. Skada behöver därmed inte bara orsakas av toxicitet. Skada kan också vara estetisk påverkan på vattnet. Exempel på substanser som ger en sådan typ av skada är järn, mangan, sulfat, klorid och organiskt material (Schmoll et al., kap. 4, 2006).

WHO:s hälsoriktvärden finns för en mängd substanser och representerar värden som inte ger några hälsorisker under en livstids konsumtion av vatten. Dessutom finns det riktvärden vilka baseras på de lägsta koncentrationer som är möjliga att rena bort eller mäta (World Health Organisation, 2008, kap. 1). En mängd olika substanser ingår i WHO:s klassificeringar. För att kunna jämföra olika skador har WHO upprättat en bedömningsskala som kallas DALY, där både effekt och exponeringstid beaktas (World Health Organisation, 2008, kap. 3). Riktvärdena baseras på forskningsresultat; dos-responskurvor framtagna genom djurförsök och ibland genom studier på mänskliga populationer. Mer om WHO:s riktlinjer för dricksvattenkvalitet, om de olika substanserna och om hur riktvärdena för dessa tagits fram, finns på WHO:s hemsida (World Health Organisation, 2010) och i rapporten *Guidelines for Drinking-water Quality* (mest i kap. 8 och 12) (World Health Organisation, 2008).

10.1.2 FN – vattenkvaliteten kan variera

Vattenkvalitet ingår i FN:s miljöprogram *GEMS/Water Programme* (2008). FN (2008) menar att vattenkvaliteten beror av mänskliga och geologiska faktorer och att huruvida vattenkvaliteten är bra eller dålig, beror på i vilket syfte vattnet ska användas. Vatten som endast ska användas för vissa industriella processer behöver exempelvis inte vara lika rent som dricksvatten. Det finns därför riktvärden, som inte baseras på skydd av hälsa eller miljö, utan på att vattnet ska gå att använda för rekreation, konstbevattning och andra liknande aktiviteter. Enligt FN:s miljöprogram *GEMS/Water Programme* (2008) bedöms skada på vatten ha uppkommit då halterna av förorenande ämnen överstiger riktvärden för vattenkvalitet. För att säkerställa mänsklig hälsa är det dricksvattenkvalitetsnormer som gäller. Motsvarande gränser för att skydda det akvatiska livet är, enligt FN:s (2008) bedömning, svårare att fastställa. Ett akvatiskt ekosystems förmåga att motstå föroreningar beror, enligt FN (2008), till stor del av bakgrundskoncentrationerna av olika substanser.

Bakgrundshalterna bör därför användas som riktvärden för skydd av akvatiska organismer. Svårigheterna i att fastställa gränsvärden beror dels på att spannet mellan olika ekosystems egenskaper och tålighet är stort och dels på att det är svårt att bestämma de naturliga bakgrundshalterna för även naturligt förekommande substanser i en värld som till hög grad redan är påverkad av mänskliga aktiviteter. Dessutom varierar bakgrundshalterna mycket från plats till plats. Förmågan att motstå förändringar skiljer sig också stort från ekosystem till ekosystem. Dessa faktorer gör att gränsvärdena för skydd av naturmiljö helst bör vara platsspecifika (GEMS/Water Programme, 2008).

10.2 Skada på vattenförekomster ur ett nationellt perspektiv

Nedan presenteras den syn på skada som finns hos svenska myndigheter och i den svenska lagstiftningen. Även EU:s krav har en inverkan på det svenska regelverket.

10.2.1 Vattendirektivet – kvalitetsfaktorer är centrala

Ett sätt att bedöma skada är genom att använda sig av de kvalitetsfaktorer för ekologisk och kemisk status som finns för ytvatten och motsvarande faktorer som finns för grundvattenstatus. De finns i Bilaga V till EG:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG) och i Bilaga I till direktiv 2008/105/EG (SFS 2004/660 kap.1 § 4). I den förstnämnda bilagan står det vilka faktorer som ska tas i beaktande då man ska avgöra om den ekologiska och kemiska statusen på vattnet är god eller ej. Bilaga I till direktiv 2008/105/EG innehåller gränsvärden för 33 prioriterade ämnen.

10.2.1.1 Kvalitetsfaktorer för ytvatten

En stor mängd olika faktorer för bedömning av vattenkvalitet tas upp i Bilaga V till EG:s ramdirektiv för vatten. Huvudgrupperna av bedömningsfaktorer är gemensamma för de specificerade typer av ytvatten som anges. För bedömning av statusen hos floder, sjöar, vatten i övergångszon, kustvatten och ”konstgjorda eller kraftigt modifierade vattenförekomster” är följande faktorer av betydelse: biologiska, hydromorfologiska, kemiska och fysikalisk-kemiska faktorer, samt förekomsten av särskilda förorenande ämnen (2000/60/EG, Bilaga V). ”Konstgjorda eller kraftigt modifierade vattenförekomster” innebär vattenförekomster vars ekologiska status av olika skäl inte kommer att kunna förbättras till ”god” innan år 2015 och som därför kan undantas från detta mål. I stället ska endast åtgärder för att förbättra den ekologiska statusen som inte påverkar vattenförekomstens tekniska funktion utföras, vilket gör att objektet i fråga kan klassificeras som att det har en ”god ekologisk potential”. Alla de bedömningsgrunder som anges i vattendirektivets Bilaga V tas inte med i bedömning av svenska vatten, eftersom de inte har ansetts ge relevant information (Naturvårdsverket, 2007). Huvudgrupperna av bedömningsfaktorer i Sverige är gemensamma för bedömning av statusen hos vattendrag och sjöar och redovisas i tabell 10.1 (Naturvårdsverket, 2007, Bilaga A).

Tabell 10.1. (Naturvårdsverket, 2007, Bilaga A) Huvudgrupperna av bedömningsfaktorer och de kvalitetsfaktorer som ingår, vad gäller sjöar och vattendrag.

Huvudindelning, faktor	Kvalitetsfaktor, sjö	Kvalitetsfaktor, vattendrag
Biologiska faktorer	Växtplankton	Kiselalger
Biologiska faktorer	Makrofyter	-
Biologiska faktorer	Bottenfauna	Bottenfauna
Biologiska faktorer	Fisk	Fisk
Fysikalisk-kemiska faktorer	Näringsämnen	Näringsämnen
Fysikalisk-kemiska faktorer	Siktdjup	-
Fysikalisk-kemiska faktorer	Syrehalt	-
Fysikalisk-kemiska faktorer	Försurning	Försurning
Fysikalisk-kemiska faktorer	-	BDM/pBDM
Fysikalisk-kemiska faktorer	Särskilt förorenande ämnen	Särskilt förorenande ämnen

Genom analys av de olika parametrarna kan den ekologiska kvaliteten på vattnet bedömas på en tregradig skala, där avvikelser från det normala som är större än ”måttliga” medför att vattnets status är dålig (2000/60/EG, Bilaga V). För bedömning av skada med avseende på kemiska ämnen, använder sig Naturvårdsverket (2007) av schablonvärden för bakgrundskoncentrationer. Dessa bakgrundskoncentrationer är framtagna för att representera koncentrationerna av förorenande substanser innan industrialismen kom och innan införandet av det moderna jordbruket gjordes (Naturvårdsverket, 2007). Vid sammanvägning av de olika delparametrar som ingår i bedömningen av den ekologiska statusen, ska de parametrar som gett sämst resultat vara styrande. Principen för den övergripande bedömningen är också att den biologiska statusen väger tyngst, medan analysresultat angående fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorer främst används för att bekräfta eller bestrida huruvida bedömningen av den biologiska statusen är riktig eller ej. Det innebär att om den biologiska statusen är dålig, behöver ingen analys av de andra faktorerna göras – vilken status de fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska faktorerna har är irrelevant eftersom åtgärder ändå behöver göras för att öka den biologiska statusen. Om den biologiska statusen är bra måste å andra sidan en bedömning av även de fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna göras. Om de senare indikerar dåliga värden är inte heller den biologiska statusen särskilt bra – allt hänger samman och de biologiska faktorerna är beroende av att de övriga faktorerna håller hög kvalitet för att de förstnämnda ska kunna bibehållas. Det är viktigt att rimligheten hos det framtagna resultatet utvärderas, såväl som osäkerheter och den eventuella närvaron av störande parametrar (så kallade confounders) (Naturvårdsverket, kap 3, 2007).

10.2.1.2 Kvalitetsfaktorer för grundvatten

Övervakning och screening av den kemiska kvaliteten på grundvatten är betydelsefullt för att bedöma om grundvattenreservoaren påverkats. På ett liknande sätt som för ytvatten, bedöms grundvattnets status genom en uppskattning av dess kemiska och kvantitativa status enligt bilaga V till ramdirektivet för vatten (2000/60/EG) och Bilaga I-IV i direktiv 2006/118/EG (SFS 2004/660 kap.1 § 5). Rapporten *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet; Grundvatten* (Naturvårdsverket, 1999 (II)) samt Sveriges geologiska undersöknings föreskrifter (SGU-FS 2008:2) behandlar de svenska bedömningsreglerna mera ingående. En ny rapport för bedömningsgrunder av grundvatten är i skrivande stund under bearbetning (Sveriges Geologiska Undersökning, 2010 (V)). Kvalitetskrav som fastställs enligt SGU-FS 2008:2 ska bestämmas i varje vattendistrikt (SGU-FS 2008:2, § 10). Den status som är sämst är styrande för bedömningen av grundvattnets kvalitet (SFS 2004/660 kap.1 § 5). Grundvattnets kvalitet fastställs bland annat genom att vattnets konduktivitet, kvävehalt, klorid- och sulfathalt, mäts. Dessutom mäts halterna av metaller och bekämpningsmedel samt grundvattennivån (SGU-FS 2008:2, Bilaga 1; Naturvårdsverket, 1999 (II)). Detta görs för att avgöra om inträngning av

saltvatten eller andra substanser förekommer eller om ytvatten eller terrestra system som är beroende av grundvattnet kan påverkas negativt av det (2000/60/EG, Bilaga V). För att grundvattnet ska ha en god grundvattenstatus, får de riktvärden som finns i Bilaga 1 till SGU-FS 2008:2 inte passeras, såvida det inte går att visa att de förekommande halterna inte medför någon betydande risk för miljön. Halterna får inte heller försämra dricksvattenkvaliteten eller medföra att vattnet inte går att använda på andra sätt (SGU-FS 2008:2 §7). För grundvatten som står i förbindelse med ytvatten måste hänsyn även tas till hur substanserna i grundvattnet kan påverka ytvattenekosystemet (Bilaga 1, SGU-FS 2008:2).

10.2.1.3 Ekologisk kvot – ett sätt att bedöma skada

Enligt Naturvårdsverket (2007) används det i EU:s vattendirektiv (2000/60/EG) en så kallad ekologisk kvalitetskvot, vilket förkortas EK (på engelska: Ecological Quality Ratio, EQR), för att beskriva den samlade ekologiska statusen eller potentialen för en specifik parameter i en vattenförekomst. Kvotens spann är mellan 0 och 1; ju högre värde desto bättre status eller potential har vattenförekomsten. Beroende på vilken parameter det rör sig om, varierar gränserna för om statusen ska klassificeras som hög, god, måttlig, otillfredsställande eller dålig. Därmed varierar även gränsen för när skada anses ha uppkommit. Syftet med kvoten är att möjliggöra en jämförelse mellan ett referensvärde, vilket är ett ”idealt” värde, och det aktuella värdet på parametern i fråga. Beräkningsgången för att få fram den ekologiska kvalitetskvoten beror på om kvoten är positivt eller negativt korrelerad till den aktuella parametern, det vill säga om statusen eller potentialen förbättras eller försämras då parametern ökar. Om en ökning av parametern gör att vattenkvaliteten förbättras, räknas EK ut genom att det observerade värdet divideras med referensvärdet. Om de omvända förhållandena råder, beräknas EK genom att referensvärdet divideras med det observerade värdet (Naturvårdsverket, 2007).

10.2.1.4 Toxiska ämnen som prioriteras i vattendirektivet

Den kemiska statusen hos ytvatten är, enligt bedömningsmetoden som används i EU:s vattendirektiv (2000/60/EG), endast beroende av förekomsten av de toxiska substanser som utmärkts av EU. Enbart kontaminerande ämnen som förekommer i vattenförekomsten i en betydande mängd (det vill säga en sådan mängd att de förhindrar att den biologiska statusen eller potentialen kan nås år 2015 eller tidigare (Naturvårdsverket, Bilaga A, 2007)) behöver tas med vid miljöövervakning och statusklassificering. För varje avrinningsområde eller vattenförekomst måste de förorenande substanser som är relevanta specificeras (Naturvårdsverket, Bilaga A, 2007).

Ett antal ämnen som innebär en betydande risk för akvatiska miljöer eller för terrestra organismer som exponeras av kontaminerat vatten har valts ut i samband med tecknandet av vattendirektivet. Även förorenande substanser som finns i stor mängd ute i naturen ska prioriteras. Utsläpp av dessa ämnen ska minskas efterhand, efter en uppgjord tidsplan (2000/60/EG, Artikel 16).

De viktigaste förorenande ämnesgrupperna, tas upp i Bilaga VIII till 2000/60/EG och är:

- Organiska halogenföreningar och ämnen som kan bilda sådana föreningar i akvatisk miljö.
- Organiska fosforföreningar.
- Organiska tennföreningar.
- Ämnen och beredningar eller nedbrytningsprodukter av dessa för vilka det har påvisats att de har cancerogena eller mutagena egenskaper eller sådana egenskaper som i eller via vattenmiljön kan påverka steroidogena funktioner, sköldkörtelns funktioner, fortplantningen eller andra endokrina funktioner.
- Svårnedbrytbara kolväten och svårnedbrytbara och bioackumulerbara organiska, toxiska ämnen.
- Cyanider.
- Metaller och deras föreningar.
- Arsenik och dess föreningar.
- Biocider och växtskyddsmedel.
- Uppslammade ämnen.
- Ämnen som bidrar till eutrofiering (i synnerhet nitrater och fosfater).
- Syretärande ämnen (mätbara med hjälp av parametrar som till exempel BOD och COD).

En översyn av vilka av de ämnen som finns i Bilaga III till 2008/105/EG och som ska anses vara prioriterade ämnen på grund av sin skadlighet, ska göras av den ansvariga kommissionen senast den 13 januari 2011 (2008/105/EG, Artikel 8). Ämnen som redan anses vara prioriterade anges i Bilaga II till 2008/105/EG och miljökvalitetsnormer för dessa redovisas i Bilaga I till samma direktiv (2008/105/EG).

Restriktioner finns även för de ämnen som ingår i EG:s fiskevatten- och skaldjursdirektiv (2001:554) samt för de prioriterade ämnen som specificeras i Bilaga III till direktivet om ändringar av vattendirektivet (2008/105/EG, Artikel 8). Ämnen som berörs i fiskevatten- och skaldjursdirektivet (2001:554) är nitriter, fenolföreningar, mineraloljebaserade kolväten, ammoniak, ammonium, restklor, organiska halogenföreningar och ett antal metaller. Dock anges det, för flertalet substanser, inga specifika gränsvärden i detta direktiv (2001:554).

För kvicksilver, kadmium, hexaklorcyklohexan, och en del andra skadliga ämnen finns det särskilda regler (2000/60/EG, Bilaga IX). Kvicksilver har exempelvis från 2009 förbjudits i Sverige (Kemikalieinspektionen, 2010 (I)).

10.2.1.4.1 Miljökvalitetsnormer

Förekomsten av förorenande substanser får inte överstiga de miljökvalitetsnormer för ytvatten som fastslagits i Bilaga I till direktivet 2008/105/EG. Bakgrundshalter och den form som metallerna är i, får tas i beaktande vid bestämning av den kemiska statusen. Emellertid anses bly, kvicksilver eller kadmium aldrig förekomma naturligt (Naturvårdsverket, 2007).

Normerna bestäms med hjälp av akuta och/eller kroniska toxiska data för relevanta akvatiska arter inom de tre grupperna alger och/eller makrofyter, daphnia eller organismer som lever i saltvatten, samt fisk. Beroende på datans beskaffenhet appliceras sedan en säkerhetsfaktor på den framtagna koncentrationen. På så sätt fastställs den högsta acceptabla årsmedelkoncentrationen för substansen i fråga. Vid fastställandet måste hänsyn tas till

direktiv 98/8/EG, som berör kvaliteten på dricksvatten, och till direktiv 91/414/EEG om växtskyddsmedel (2000/60/EG, Bilaga V).

10.2.2 Naturvårdsverket – riktvärden används

Skada på vattenförekomster i sig behandlas inte i detta avsnitt. I stället presenteras Naturvårdsverkets (2009 (III)) bedömning av humantoxiska skador och skador på ekosystem, för att ge en mera nyanserad bild av hur man resonerar inom Naturvårdsverket (2009 (III)). Det motiveras av att bedömningen av skada på vattenförekomster till stor del baseras på den syn som finns i vattendirektivet (2000/60/EG), medan Naturvårdsverkets (2009 (III)) bedömning är mera fristående.

10.2.2.1 Skada enligt Naturvårdsverket

Vilka humantoxiska skador som använts vid uppskattningen av gränsvärden anges inte närmare i rapport 4638 (Naturvårdsverket, 1997), annat än att ”oönskade effekter” för människor på individnivå ska undvikas. Ekotoxikologiska skador delas upp i två huvudgrupper: effekter på organismer inom det förorenade markområdet och effekter på akvatiska organismer i närbelägna ytvatten. Skadorna på terrestra- respektive akvatiska organismer får inte vara så stora att områdenas ekosystemfunktion påverkas. För grundvatten gäller att föroreningarna inte får utgöra några hälsorisker, förutsatt att grundvattnet används som dricksvatten. Motsvarande krav för ytvatten är att inga ”oönskade miljöeffekter” får ske (Naturvårdsverket, 1997).

I rapport 5976 (Naturvårdsverket, 2009 (III)) står det att för att undvika skada på människor får halterna av förorenande ämnen inte vara högre än de ”toxikologiska referensvärdena”, vilka baseras på att inga negativa hälsoeffekter får uppkomma. Inte heller får förekomsten av föroreningar ge några akuttoxiska effekter hos barn som äter jord. Motsvarande mått på skada av grundvatten är att konsumtion av vattnet i dag eller i framtiden, tillsammans med övrig exponering, inte får medföra att den sammanlagda exponeringshalten hos människor överstiger de riktvärden som fastställts. Vidare får inte halterna i grundvattnet vara så höga att grundvattnet kan skada ytvatten om det sprider sig dit. Inte heller får möjligheterna för att använda vattnet för bevattning eller i industrisammanhang försämrats (Naturvårdsverket, 2009 (III)). Liksom i rapport 4638 (Naturvårdsverket, 1997) definieras skada på terrestra markmiljöer i rapport 5976 (Naturvårdsverket, 2009 (III)) som en nedsatt funktion hos ekosystemet, både när det gäller funktioner som rör mänskliga intressen och sådana funktioner som rör skydd av miljön (Naturvårdsverket, 2009 (III)). Skada på ytvatten definieras som ”miljöeffekter” samt ”avvikelse från normalt förekommande halter”.

10.2.2.2 Naturvårdsverkets riktlinjer för toxiska substanser

Tidigare skulle, enligt Naturvårdsverket (1999, (I)), ämnen som ingår i Kemikalieinspektionens OBS-lista eller i Solnedgångsprojektet betraktas som mycket skadliga. Ämnen som har förbjudits eller som inte får användas yrkesmässigt, enligt Kemikalieinspektionens begränsningslista, skulle betraktas som särskilt skadliga även då de uppträder i naturen. Denna lista motsvaras av begränsningsdirektivet enligt Reach, vilket har införlivats i Kemikalieinspektionens föreskrifter (Kemikalieinspektionen, 2010 (II)). Substanser som av Kemikalieinspektionen inte klassificerats utifrån vissa specifika egenskaper kan behöva utredas vidare om behov uppstår, eftersom avsaknaden av klassificering kan ha olika orsaker (Naturvårdsverket 1999 (I)).

Naturvårdsverket har satt upp generella riktvärden för förorenad mark för 52 grundämnen och kemiska föreningar (Furst, 2008 (I)), vilka behandlas i Naturvårdsverkets rapport 5976

Riktvärden för förorenad mark; Modellbeskrivning och vägledning (Naturvårdsverket, 2009 (III)). De 52 kemikalier som omfattas av Naturvårdsverkets (2009 (III)) utredning är bara en bråkdel av alla potentiellt skadliga ämnen som finns i samhället. Dessutom tas ingen hänsyn till kombinationseffekter som närvaro av flera olika substanser kan medföra (Furst, 2008 (I)).

Vid framtagandet av riktvärdena beaktade Naturvårdsverket (2009 (III)) skyddsobjekten människors hälsa, ytvatten, grundvatten samt markmiljön. Hänsyn togs till både direkta och indirekta effekter, samt till spridningseffekter. Typen av markanvändning är en viktig bedömningsgrund. Valet av riktvärde baserades på den lägsta koncentration som orsakar någon typ av skada på något av skyddsvärdena, med hänsyn till bland annat akuttoxiska effekter (Naturvårdsverket, 2009 (III)). Vid framtagandet av riktvärdena utgick Naturvårdsverket (2009 (III)) från att maximalt 50 % av den totala exponeringsmängden får komma från en specifik kontamineringskälla.

De underlag som användes för att ta fram riktvärden för effekter på människors hälsa var data från epidemiologiska studier eller från djurförsök, på vilka säkerhetsfaktorer applicerats. Motsvarande värden för grundvattenförekomster var baserade på dricksvattennormer från Livsmedelsverket eller WHO, för de substanser där sådana finns, i annat fall har det tolerabla dagliga intaget beräknats av Naturvårdsverket (2009 (III)). Beroende på riktvärdets syfte användes percentiler respektive säkerhetsfaktorer med olika storlekar (Naturvårdsverket, 2009 (III)). Naturvårdsverket (2009 (III)) har tagit fram egna riktvärden för ytvatten som innebär att växter och djur inte skadas. Generellt sett är dessa halter lägre än dricksvattennormerna, vilket gör att människors hälsa inte riskerar att skadas vid konsumtion av ytvatten (Naturvårdsverket, 2009 (III)).

Riktvärdena är, enligt Furst (2008 (I)) endast rekommendationer och ska beaktas som ett verktyg vid riskbedömning av förorenade markområden. De angivna värdena ska alltså inte urskillningslöst användas som mål vid olika åtgärder; vid efterbehandling måste även hänsyn tas till ekonomiska-, tekniska samt övriga intressen. Koncentrationer under riktvärdena antas vara ofarliga för människors hälsa och för miljö, medan högre koncentrationer inte automatiskt innebär skadliga effekter (Furst, 2008 (I)).

Naturvårdsverket (2009 (I)) har, för att underlätta uppskattning av riktvärden på platser där de av Naturvårdsverket (2009 (III)) utformade värdena inte är relevanta, utformat ett beräkningsprogram. Genom detta program kan generella riktvärden för förorenad mark beräknas (Furst, 2008 (I)). Mer om detta finns i kapitel B2.3.1 i bilaga 2.

10.2.3 Sveriges geologiska undersökning – grundvatten ska hålla dricksvattenkvalitet

Sveriges geologiska undersökning (2010 (IV)) grundar sin bedömning av skada på grundvatten på den bedömning som gjorts i riksdagens miljömålsproposition. De anser att grundvatten ska hålla dricksvattenkvalitet och ”bidra till en god livsmiljö för växter och djur i sjöar och vattendrag”. Gör det inte det, är grundvattnet skadat. Grundvattenkvalitet eller -kvantitet får alltså inte försämrats av mänskliga verksamheter och förorenad grundvatten får inte heller skada akvatiska organismer. För bedömning av hur höga koncentrationer av förorenande substanser som är skadliga, hänvisar man till de krav på grundvatten som finns för att det ska uppnå en god grundvattenstatus enligt vattendirektivet (2000/60/EG) (Sveriges geologiska undersökning, 2010 (IV)).

10.2.4 Miljökvalitetsmålen – bedömningen baseras på vattendirektivet

Miljökvalitetsmålen definition av skada på grundvatten orsakad av förorenande ämnen baseras på vattendirektivets (2000/60/EG) krav för god grundvattenstatus. Dessutom ska grundvattnet hålla dricksvattenkvalitet, för att målet ska vara uppfyllt. För förorenat grundvatten är det främst den skada på ytvattenlevande organismer som dålig grundvattenkvalitet kan ge, som anses vara ett ekologiskt problem (Naturvårdsverket, 2010 (I)).

Även vad gäller ytvatten baseras miljökvalitetsmålen definition på skada på de krav som har satts i vattendirektivet (2000/60/EG). För ytvatten finns det i vattendirektivet (2000/60/EG) krav på både artsammansättning, kemisk status och fysiska förutsättningar (se vidare i kap 10.2.1). I övrigt påpekas det att en minskad biologisk mångfald orsakad av näringsämnen och förorenande substanser inte får förekomma (Naturvårdsverket, 2010 (III)).

10.2.5. Banverket – använder Naturvårdsverkets bedömning

De definitioner av skada som används i Banverkets riskanalysmetod, är desamma som i Naturvårdsverkets (1999 (I)) bedömning, vilket bland annat presenteras i Naturvårdsverkets rapport 4918: *Metodik för inventering av Förorenade områden* (Naturvårdsverket 1999 (I)) (Peter Englov, Civ.ing., seniorkonsult, Sweco Environment AB, Malmö, personlig kommunikation, 2010-08-23).

10.2.6 Definition av skada på grund- och ytvatten, ur avfallsperspektiv

Eftersom riskkällorna som ska beaktas i den teoretiska delen av denna rapport är deponier, är det relevant att även ta upp hur skada på vattenförekomster i samband med deponier och lakvatten ska bedömas. Därför presenteras det nedan.

10.2.6.1 Avfallsdirektivet – vattenkvaliteten får inte försämrats påtagligt

Enligt 1999/31/EG, Bilaga III och NFS 2004:10 ska platsspecifika gränsvärden för utsläpp av förorenande substanser bestämmas vid tillståndsansökan för deponeringsverksamhet. De bestäms genom analys av grundvattnets kvalitet och deponins utformning. Gränsvärdena bör, om det är möjligt, skrivas in i tillståndet för deponeringsverksamheten. Om så höga värden uppmäts att ett gränsvärde tangeras eller passerats måste förnyad provtagning göras. Om kontrollproverna bekräftar att värdena är förhöjda, måste den beredskapsplan följas som godkändes då ansökan om tillstånd för deponering gjordes (1999/31/EG, Bilaga III). Verksamhetsutövaren har en skyldighet att underrätta berörda myndigheter om en ”betydande negativ miljöpåverkan” uppkommit och är skyldig att åtgärda denna enligt myndighetens anvisningar, på egen bekostnad (1999/31/EG, Artikel 12). Det gäller även under efterbehandlingsfasen, då deponin lagts ned och inte längre används aktivt. ”Betydande negativ miljöpåverkan” innebär för grundvatten, enligt Bilaga III till avfallsdirektivet (1999/31/EG), att vattenkvaliteten som uppmäts försämrats påtagligt, jämfört med normalvärdena.

10.2.6.1.1 TAC-modellen – dricksvattenkvalitetsnormer används

Den definition av skada som TAC-modellen grundar sig på är att om halterna på ett visst avstånd (20 eller 200 m från deponin) överstiger halter som i stort sett är likställda med EU:s dricksvattenkvalitetsnormer, är grundvattnet skadat (Elert, 2006). Dricksvattenkvalitetsnormerna tar inte hänsyn till påverkan på organismer i det akvatiska ekosystemet, men enligt Elert (2006) är gränserna för metaller tillräckligt låga för att ytvattenlevande organismer inte ska skadas.

10.2.6.2 Avfall Sverige – platsspecifika värden används

Avfall Sverige är en branschorganisation för avfallshantering och återvinning. Dess primära syfte är att tillvarata sina medlemmars intressen. På grund av detta tar de endast upp utsläppskriterier för lakvatten.

Det finns inga krav på vilka koncentrationer av förorenande substanser som får finnas i renat lakvatten (Avfall Sverige, kap. 14, 2006). I stället används platsspecifika gränsvärden. Avfall Sverige (kap. 14, 2006) anser att en genomgång av vilka organismer eller objekt som behöver skyddas måste göras. Därefter ska information om vilka ämnen som det skyddsvärda är mest känslig för användas, för att komma fram till vilka platsspecifika utsläppskriterier som ska gälla för lakvatten och för de ingående substanserna i lakvattnet. I utvärderingen måste det ingå en genomgång av bakgrundsvärden, spridningsförhållandena spädningsprocesser samt av vilka övriga föroreningskällor som finns i närheten och som kan bidra till skada på det skyddsvärda (Avfall Sverige, kap. 14, 2006).

Tre olika former av utsläppskriterier föreslås av Avfall Sverige (kap. 14, 2006), i stället för de platsspecifika värden som används i dag. I stället för platsspecifika kriterier, föreslås det att även generella utsläppskriterier samt Batneec-kriterier används för vissa substanser. Batneec står för *best available technique not entailing excessive cost*, det vill säga bästa möjliga teknik som inte medför alltför stora kostnader (Avfall Sverige, kap. 14, 2006). Dock påpekar Avfall Sverige (kap. 14, 2006) att mycket arbete återstår innan andra utsläppskriterier än platsspecifika har tagits fram för lakvatten.

10.3 Definiering av skada i vetenskapliga artiklar

Det finns en stor mängd vetenskapliga artiklar som behandlar hur höga koncentrationer av olika substanser som kan orsaka skada på testorganismer. Vid ekologiska riskanalyser används kemiska analyser som kompletteras med toxicitetstester på testorganismer för att ta fram underlag (Matson et al., 2009). Nackdelen med kontrollerade försök som utförs i laboratorium är dock att de brister i ekologisk realism och resultaten måste extrapoleras till verkliga ekosystem (Preston och Shackelford, 2002). Hur steget ska tas från en bedömning av en substans toxicitet till en bedömning av hur man ska uppskatta den skada som substansen ger på grund- och ytvatten, i form av kvalitetsförändringar eller störningar på ekosystem, diskuteras dock inte närmare i de studerade artiklarna. Vissa artiklar tar upp analys av biomarkörer som en bra metod för bestämning av skada in situ. Exempelvis behandlar Matson et al. (2009) denna fråga. Inte heller vid toxicitetsanalyser av lakvatten diskuteras problemet att olika skyddsvärden kan vara olika känsliga för kontamination och att en koncentration som medför en acceptabel skada i ett sammanhang kan orsaka en oacceptabel skada vid ett annat tillfälle.

Det finns inte särskilt många utredningar av de effekter som en kombination av flera olika substanser kan ge. Ett exempel på en sådan artikel är dock skriven av Small och Ryker (2008). De har gjort en undersökning av hur toxiciteten hos blandningar av förorenande substanser ska fastställas. Small och Ryker (2008) använde en rad modeller för att uppskatta blandningstoxiciteten hos en mix av arsenik, kadmium och mangan.

Inga riskanalyser av yt- och grundvatten har kunnat hittas, där frågan diskuteras explicit om hur skada på skyddsvärda yt- och grundvattenakviferer ska bedömas.

10.4 Sammanfattning och jämförelse av skada

Som kan ses i tabell 10.3, är det främst riktvärden av olika slag som används som definition av skada på grund- och ytvatten. Riktvärdenas syfte varierar emellertid. Precis som för skyddsvärde, finns det ett visst samband mellan hur bedömning av skada görs, och det ansvarsområde som de granskade källorna har (se kapitel 9.4). Dock är sambandet i detta fall inte lika starkt. Dricksvattenkvalitet används av WHO (2008) samt i miljökvalitetsmålen (Naturvårdsverket, 2010 (I)) och i samband med TAC (se vidare kapitel B2.3.3 i bilaga 2) som gräns för grundvatten. FN har varierande gränsvärden, som beror på vattnets användningsområden, men som grundar sig i att användaren direkt eller indirekt inte ska skadas av vattnet. Att dricksvattenkvalitetsnormer används av WHO är inte så underligt, eftersom organisationens huvudsyfte är att skydda människans hälsa, men att dessa typer av koncentrationsgränser används i miljökvalitetsmålen och i samband med lakvattenspridning är något förvånande.

Flertalet av de granskade källorna använder avvikelse från normalvärdet som ett mått på skada, antingen vad gäller koncentrationer av kemiska substanser eller vad gäller indirekta effekter på ekosystem. Detta för att kunna beakta att förekomsten av olika substanser, men även av andra ekologiska parametrar, varierar naturligt. Så görs i vattendirektivet (2000/60/EG) och många av de övriga källorna baseras på denna definition. Naturvårdsverkets (2007) schablonvärden för bakgrundskoncentrationer av vissa ämnen, vilka ska representera hur halterna var för hundratals år sedan, är extremfallet på hur avvikelse från normalvärdet bedöms. I vattendirektivet (2000/60/EG) finns det dock också mera specifika gränsvärden för vissa prioriterade ämnen.

I de granskade vetenskapliga artiklarna används främst toxicitetstester på enskilda organismer ex situ eller artkänslighetsfördelningar som ett mått på skada. För bedömning av skada in situ är det framför allt olika typer av biomarkörer som beaktas. Det bör påpekas att inga av de granskade källorna explicit använder uttrycket ”skada” för överskridande av de koncentrationsgränser som finns.

Tabell 10.3. Sammanfattning av hur de olika studerade källorna bedömer skada på grund- och ytvattenförekomster.

Källa	Definition av skada	Övrigt
WHO	Överskridande av riktvärden för dricksvattenkvalitet	
FN	För skydd av människor: Överskridande av riktvärden som baseras på vattnets användningsområden För skydd av ekosystem: Överskridande av bakgrundshalter	
Vattendirektivet (2000/60/EG) och dess implementeringar i svensk lagstiftning	En mängd olika kvalitetsfaktorer måste uppfyllas, avvikelse från det normala som är större än ”måttliga” medför att vattnets status är dålig	
Naturvårdsverket	”Oönskade effekter” för människor på individnivå Ekosystemfunktionen påverkas	Rör spridning från förorenad mark
SGU	Om de krav på grundvatten som finns för att det ska uppnå en god grundvattenstatus enligt vattendirektivet (2000/60/EG) inte uppnås, är grundvattnet skadat	Rör endast grundvatten
Miljökvalitetsmålen	Skada på både grund- och ytvatten baseras på vattendirektivets (2000/60/EG) krav för god vattenstatus Dessutom ska grundvattnet hålla dricksvattenkvalitet, för att målets krav ska vara uppfyllt För ytvatten gäller att en minskad biologisk mångfald är ett tecken på skada.	
Banverket	Baseras på Naturvårdsverkets (1999 (I)) bedömning av skada	Rör spridning från förorenad mark
Avallsdirektivet (1999/31/EG) och dess implementeringar i svensk lagstiftning	Skada på grundvatten anses ha skett när en påtaglig förändring av vattnets kvalitet uppmäts (1999/31/EG, Bilaga III, kap. 4 C) Dricksvattenkvalitetsnormer används som gräns för skada på grundvattnet 20 eller 200 m från deponin. (Gäller för TAC) För ytvatten: ej definierat.	
Avall Sverige	Platsspecifika gränsvärden för halterna i utsläppt lakvatten, enligt avfallsdirektivet (1999/31/EG). Förslag på andra kriterier ges. Vad gäller skada på vattenförekomster finns det ingen definition.	
Vetenskapliga artiklar	Toxicitetstester på enskilda organismer eller artkänslighetsfördelning. Biomarkörer	

Del 3. Lakvatten från deponier – kemi och toxicitet

I denna del presenteras varför lakvatten från deponier är skadligt för yt- och grundvatten och hur deponering regleras. Detta eftersom det som diskuteras i fallstudien är förorenings-spridning till sötvattenförekomster från lakvatten från deponier via den mättade zonen.

11. Reglering av avfallshantering och deponering av avfall

Nedan presenteras den lagstiftning som behandlar avfallshantering i allmänhet och deponering i synnerhet.

Rådets direktiv 1999/31/EG av den 26 april 1999 om deponering av avfall rör bestämmelserna för deponering inom EU. Direktivet infördes i Sverige år 2001 genom *Förordningen om deponering av avfall* (deponeringsförordningen) (SFS 2001:512) och *Naturvårdsverket föreskrift (NFS 2001:14) om deponering av avfall*. NFS 2001:14 är upphävd och ersatt av NFS 2004:10. Förutom dessa lagtexter har även andra bestämmelser införts, för att skärpa reglerna för hantering av avfall (Naturvårdsverket, 2003). I Sverige behandlar miljöbalken (Miljöbalk 1998:808) avfallsfrågor, men förordningen om deponering av avfall från 2001 (SFS 2001:512) tar upp de mera specifika krav som ställs på avfall som deponeras och på deponier.

Den 12 december 2010 ska ett nytt ramdirektiv för avfall ha börjat gälla i alla EU:s medlemsländer. Detta direktiv benämns *Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG av den 19 november 2008 om avfall och om upphävande av vissa direktiv* (Naturvårdsverket, 2010(I)). I samband med detta ändras kapitel 15 i miljöbalken och en ny avfallsförordning införs i Sverige. Man understryker i det nya direktivet att miljöfrågor och hälsoaspekter står i centrum när det gäller avfallshantering inom EES (2008/98/EG).

För deponier som fanns eller omfattades av tillstånd vid införandet av SFS 2001:512 finns det särskilda övergångsregler, vilka behandlas i § 44 i NFS 2004:10.

11.1 Gamla deponier

I förordningen om deponering av avfall från 2001 (SFS 2001:512) skärptes kraven gällande lakvattenfrågor, jämfört med tidigare (Jeppsson och Englov, 2005 (I)). Innan införandet av deponiförordningen (SFS 2001:512) var anläggning av deponier dåligt reglerad. Därför är problemen med förorenings-spridning från äldre deponier betydligt större än vad de är från nya anläggningar. Okunskap och brist på eftertanke medförde att de platser på vilka deponier förr anlades ofta var nedlagda grustag, mossar eller andra områden som inte kunde användas till något annat och som helt enkelt var praktiskt utformade, eftersom de låg i sänkor. Ur geohydrologisk synpunkt är dessa platser inte sällan olämpliga för placering av en deponi, eftersom spridning av föroreningar från avfallet befrämjas av deponins läge (Schmoll et al., kap. 12 och 24, 2006). Flertalet deponier anlagda före införandet av deponiförordningen (1999/31/EC) saknar dessutom tätande bottenmaterial och ett effektivt dräneringssystem. En försvårande omständighet är att deponier placerades nära samhällen, vilket gör att människor kan utsättas för de skadliga ämnen som riskerar att spridas från deponin (Schmoll et al., kap. 24, 2006).

11.2 Allmänt om deponiutformning, enligt nuvarande bestämmelser

I förordningen om deponering av avfall (SFS 2001:512) regleras mängden lakvatten som får produceras och hur läckage av lakvatten ska kontrolleras (SFS 2001:512). För att minska mängden lakvatten som produceras, måste deponier för farligt- och icke farligt avfall skyddas från yt- och grundvatteninträngning. Detta kan göras genom dränering och avledning, (§ 23, SFS 2001:512) men också var deponin placeras geografiskt påverkar spridningen av lakvatten och den skada som lakvattnet kan orsaka.

En deponi måste ligga på ett tillräckligt stort avstånd från känsliga områden som bostäder och bebyggelse samt jordbruksområden för att dessa inte ska påverkas av de aktiviteter som sker på deponin. Man måste också ta hänsyn till skyddade kultur- och naturområden samt vattenområden. För att förebygga förorenings-spridning måste de geologiska och hydrogeologiska förhållandena kring deponin vara kända (§ 18, SFS 2001:512). Genom att utföra omfattande hydrogeologiska undersökningar innan en ny deponi anläggs, så att den mest optimala platsen väljs, kan behovet av dränering, avledning och liknande åtgärder minskas.

Mera information om hur en deponi ska utformas finns bland annat i SFS 2001:512.

11.2.1 Bottenlager

Beroende på deponins hydrogeologiska läge ska bottenskikten under deponin antingen hindra lakvatten att infiltrera marken (i infiltrationsområden) eller hindra grundvatten från att tränga in i deponin (i utflödesområden) (Lagerkvist, 2003). Problemen förknippade med de olika situationerna är skilda. Mängden lakvatten som produceras är större vid utflödesområden, men vid inflödesområden är risken större att lakvattnet förorenar mark och grundvatten (Lagerkvist, 2003; Hjelmar et al., 2000).

Kraven på deponier för farligt-, icke farligt- och inert avfall är olika; därför har deponierna också skilda utformningar (Lagerkvist, 2003). Vilken typ av avfall man avser att deponera ska därför anges redan vid tillståndsansökan för anläggning av en deponi (Miljöbalk 1998:808, kap 22, § 25). Avsikten bakom klassificeringen av avfall är att man inte ska behöva ha samma krav på tätning och dränering för alla deponier och att det avfall som är mest skadligt för miljö och hälsa ska samlas på samma ställe. För att skydda omgivningen måste ett tätningslager och ett minst 0,5 m tjockt dränerande bottenskikt alltid finnas under deponier för farligt- och icke farligt avfall som är i drift (§ 22, SFS 2001:512). Bottentätningen är till för att samla upp lakvatten som bildas under tiden då deponin är i drift (Avfall Sverige, kap. 12, 2002) och dessutom för att hindra grundvatten från att tränga in i deponin (Lagerkvist, 2003). De bestämmelser om permeabilitet, mäktighet och läckage av lakvatten som anges i deponeringsförordningen (SFS 2001:512) redovisas närmare i tabell 11.1 Ett dränerings-system för lakvatteninsamling och ett för att hindra infiltration av ytvatten in i deponin ska också inrättas (Lagerkvist, 2003). Det bortledda lakvattnet ska samlas upp och behandlas så att dess kemiska status inte överstiger de gränsvärden som finns för verksamheten i fråga (§ 22, SFS 2001:512). Dock finns det inga bestämmelser eller regler för hur lakvattnets kemiska kvalitet efter rening ska vara, utan det är upp till varje enskild verksamhetsutövare att dra gränserna för lakvattenkvaliteten. Det finns heller inte några bestämmelser för hur stor mängd föroreningar som får släppas ut i deponins omgivning (Avfall Sverige, kap. 14, 2006).

Tabell 11.1. (§§ 20, 22 och 31, SFS 2001:512) För att skydda omgivningen måste lakvatten passera genom ett semipermeabelt material. Egenskaperna hos detta material varierar beroende på vilken klassning deponin som lakvattnet kommer ifrån har. Tabellen anger dessa egenskaper, men de är inte definitiva; ett geologiskt material med motsvarande egenskaper är också tillåtet att använda.

Klassning av deponin	Högsta tillåtna permeabilitet hos geologisk barriär (m/s)	Minsta tillåtna mäktighet hos geologisk barriär (m)	Största mängd lakvatten som får läcka ut ur en deponi och som får infiltrera en sluttäckt deponi (l/(m ² år))
Farligt avfall	1.0*10 ⁻⁹	5	5
Icke farligt avfall	1.0*10 ⁻⁹	1	50
Inert avfall	1.0*10 ⁻⁷	1	Inget värde angivet

Allt lakvatten som bildas under och efter driftsfasen för en deponi och som inte samlas upp på annat sätt måste passera genom en semipermeabel barriär av geologiskt material (§ 19, SFS 2001:512). Reglerna grundas på att spridningen av de skadliga ämnen som finns i lakvattnet ska fördröjas, eller att substanserna ska fastläggas, brytas ner eller spädas ut (Avfall Sverige, kap. 12, 2002). Allt för att förhindra skador på omgivningen.

11.2.2 Sluttäckning

Sluttäckning av en deponi ska ske då den avslutas (SFS 2001:512, §§ 31-32). Storleksordningen på mängden vatten som får infiltrera ner i deponin får inte överstiga värdena som anges i tabell 11.1. Efter att deponin har sluttäckts kommer lakvattenbildningen att minska, eftersom mängden regnvatten som infiltrerar deponin blir obetydlig (Avfall Sverige, kap. 12, 2002). Syftet med sluttäckningen är, förutom att hindra inträngning av vatten, att förhindra att syre tar sig in i deponin, så att de metaller som finns i avfallet inte lakas ut (Nilsson et al., 2007) och att deponigas inte lämnar deponin okontrollerat (Avfall Sverige, kap. 12, 2002).

11.2.3 Barriärmaterial

Vid utvärdering av risken för läckage av lakvatten från en deponi måste det, om det finns en bottenbarriär, tas hänsyn till vilken typ av material den består av. Barriärmaterialets permeabilitet har en påverkan på hur stort läckaget av grund- respektive lakvatten in i respektive ut ur deponin är (Lagerkvist, 2003). Om barriären består av en naturligt förekommande geologisk formation finns det risk för att det finns sprickor i den (Lagerkvist, 2003). Även då ett artificiellt barriärmaterial används finns det en risk för sprickbildning. Sprickor kan uppstå på grund av kemiska processer i barriärmaterialet. Det är inte enbart småskaliga förändringar som kan orsaka problem med barriärerna. Sättningar i marken kan göra stor skada, i form av deformation och försvagningar av barriären, skador på dess sömmar och så vidare (Lagerkvist, 2003). Därför måste förekomsten av och risken för sättningar också beaktas vid utvärderingen av barriärens hållbarhet. Barriärens design påverkar dess hållbarhet och genomsläpplighet; antalet och typen av impermeabla lager och dränerande lager har en inverkan på hur känslig den är.

11.3 Verksamhetsutövarens ansvar under och efter drift

Vem som har ansvar för avfall definieras i miljöbalken (Miljöbalk 1998:808, kap 15). Enligt miljöbalken (Miljöbalk 1998:808, kap. 2, §1) måste verksamhetsutövare alltid ha så pass mycket kunskap om den verksamhet som bedrivs att personen kan förebygga skador på människors hälsa och på miljön, orsakade av aktiviteter inom verksamheten. Detta är en av miljöbalkens grundläggande hänsynsregler (Miljöbalk 1998:808, kap 2).

Deponering är en strängt kontrollerad verksamhet. För att anlägga en deponi krävs en ansökan om tillstånd för miljöfarlig verksamhet enligt Miljöbalk 1998:808, kap 9 §6, eftersom det finns en risk att omgivningen kan förorenas (Miljöbalk 1998:808 kap 9 § 1). Vid avslutning av deponier ska en slutbesiktning göras av behörig myndighet. Verksamhetsutövaren ansvarar därefter för övervakning, skötsel och kontroll av deponin så långs som deponin anses kunna utgöra en risk (1999/31/EG, Artikel 13). Enligt miljöbalken (Miljöbalk 1998:808 kap. 2 § 8) är den som har orsakat en förorening ansvarig för ett förorenat område och de areor till vilka föroreningen kan sprida sig, tills skadan och obehaget som orsakas av kontamineringen upphört. För deponier gäller att verksamhetsutövaren är ansvarig för skötsel och kontroll av en nedlagd deponi under minst 30 år eller den tid som anges av tillsynsmyndigheten (§ 33, SFS 2001:512). Om flera olika verksamheter förorenat ett gemensamt område har alla inblandade ett ansvar för dess sanering (Miljöbalk 1998:808, kap 10 §6).

11.3.1 Kontroll av lakvatten och föroreningsnivåer

Kontinuerlig provtagning och övervakning av både deponi, lakvatten, deponigas samt omgivande grund- och ytvatten måste utföras, för att verksamhetsutövare och myndigheter ska kunna veta om en deponi har en skadlig påverkan på dess omgivning (§30, SFS 2001:512). Lakvatten är den viktigaste spridningsvägen för förorenande ämnen från deponier till mark och vatten (Lagerkvist, 2003). I deponeringsdirektivet (1999/31/EG) anges det utförligt hur ett kontrollprogram som innefattar lak- yt- och grundvatten ska utformas. Detta direktiv har sedan implementerats till svenska förhållanden (se kapitel 11).

Enligt Bilaga V till EG:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG) är kontinuerlig övervakning av grund- och ytvatten viktig för att miljöpåverkan som ger avvikelser i den ekologiska och kemiska statusen på vattnet ska kunna upptäckas. På så sätt kan långsiktiga förändringar av miljön orsakade av naturliga fluktuationer och mänskliga aktiviteter upptäckas och värderas (2000/60/EG, Bilaga V). En av de parametrar som ska ingå i ett kontrollprogram i samband med deponeringsverksamhet är en vattenbalans, för att kontrollera om lakvatten läcker ut ur deponin eller om det ansamlas i densamma (1999/31/EG, Bilaga III). Den kemiska sammansättningen av lakvattnet och på omgivande yt- och grundvatten är också en central källa till information om någon negativ påverkan av omgivande miljö eller människors hälsa föreligger. Regler för hur kontrollen av lak- yt- och grundvatten ska ske, anges i *Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall* (NFS 2004:10).

Minimikraven i NFS 2004:10 är att lakvattnet ska provtas från alla ställen där det leds bort från deponin och mängden vatten som dräneras bort ska registreras. Vidare ska prover på ytvatten tas på lämpliga platser, allt för att utvärdera hur människors hälsa och miljön kan påverkas av deponin. Ytvattendrag ska provtas i punkter både uppströms och nedströms deponiområdet. För grundvatten gäller att provtagning av vattnet måste göras, för att avgöra dess ursprungliga kvalitet och om det blivit påverkat av det deponerade avfallet. Detta gäller både under driftfasen och under efterbehandlingsfasen. Minst en provtagningspunkt ska finnas i det område där grundvattnet flödar in och i utflödesområdet ska minst två punkter

finnas. Baserat på den kunskap som finns om den förväntade kemiska sammansättningen hos lakvattnet och om grundvattnets kvalitet och rörlighet i den mättade zonen, kan de kemiska data i proven som ger mest information väljas ut och analyseras under deponins drifts- och efterbehandlingsfas (§ 42, NFS 2004:10).

Platsspecifika gränsvärden för olika substanser ska bestämmas då tillståndsansökan för deponeringsverksamhet görs. Mer om det står i kapitel 10.2.6.1. Likaså är provtagningsintervallen, vilka kan ses i tabell 11.2, endast riktlinjer som måste bedömas från fall till fall. Detta gäller både under driftsfasen och under efterbehandlingsfasen. Tiden mellan provtagningarna baseras bland annat på hur mycket grundvattennivån fluktuerar (ju mer desto oftare), den producerade lakvattenmängden och grundvattenflödets hastighet. Grundvattenhastigheten påverkar tiden det tar att sanera ett grundvattenmagasin, därför är den nödvändiga frekvensen för mätningarna platsspecifik (1999/31/EG, Bilaga III). Alla mätresultat ska rapporteras in till berörda myndigheter minst en gång per år, för att bekräfta att tillståndsvillkoren inte bryts och för att veta om vad som händer i deponin ska finnas (Miljöbalk 1998:808, kap. 26, § 20; 1999/31/EG, Artikel 12).

Tabell 11.2. (1999/31/EG, Bilaga III) Intervall för provtagning av lakvatten och omgivande ytvatten under driftsfas och efterbehandlingsfas.

Typ av prov	Driftsfas	Efterbehandlingsfas
Lakvattenvolym	En gång per månad	En gång var sjätte månad
Lakvattensammansättning	En gång per kvartal	En gång var sjätte månad
Volym och sammansättning av ytvatten	En gång per kvartal	En gång var sjätte månad
Grundvattennivå	En gång var sjätte månad	En gång var sjätte månad
Grundvattensammansättning	Platsspecifikt	Platsspecifikt

12. Lakvatten från deponier med hushållsavfall

Lakvatten definieras som vatten som leds bort från eller hålls kvar i en deponi och vars kemiska komposition har påverkats av deponerat avfall. Ofta betecknas även förorenat dagvatten från de ytor som finns inom avfallsanläggningen, och som används för exempelvis lagring och behandling av avfall, som lakvatten (Naturvårdsverket, 2008). Det vatten som tränger ut ur avfall då det komprimeras är lakvatten. Vidare bildas lakvatten då nederbörd infiltrerar deponin och i äldre deponier, vilka är dåligt tätade, skapas lakvatten även då grund- och ytvatten sipprar in i deponin. Geografiskt läge, hydrogeologiska förutsättningar och klimat är parametrar som påverkar mängden lakvatten och hur det sprider sig, men även deponins utformning spelar en stor roll (Naturvårdsverket, 2008; Jeppsson och Englov, 2006)).

12.1 Kemiskt innehåll för lakvatten från deponier med hushållsavfall

Deponier för hushållsavfall, vilket denna rapport behandlar, innehåller avfall från just hushåll eller liknande (Miljöbalk 1998:808, kap. 15, § 2). Det kemiska innehållet i lakvatten från hushållsdeponier är mycket komplext; i vattnet är organiska, oorganiska samt mikrobiologiska molekyler och partiklar lösta och suspenderade (Bendz, et al. 1999; Naturvårdsverket, 2008). Ett otal organiska ämnen förekommer i lakvatten; eftersöks en specifik substans kommer den säkerligen också att påträffas (Lagerkvist, 2003). Lakvattnets sammansättning varierar från deponi till deponi och beror framför allt på vilken typ av avfall som finns i deponin, men också på dess nedbrytningsstadium och omsättningen av vatten i deponin (Hjelmar et al., 2000; Bendz, et al. 1999; Naturvårdsverket, 2008). Även pH, temperatur och andra kemisk-fysikaliska egenskaper i deponin har en inverkan på lakvattenkvaliteten. Nedbrytningen och

vattentillgången beror i sin tur på hur deponin är utformad (skötsel, typ av täckning, om avfallet är kompakterat, vilken form den har o.s.v.), men även på klimatet, deponins ålder och om deponin är i drift eller ej (Hjelmar et al., 2000; Naturvårdsverket, 2008; Lagerkvist, 2003). Olika studier har, enligt Lagerkvist (2003), också visat att deponins form kommer att påverka bland annat mängden lakvatten som bildas samt de olika nedbrytningsfasernas längd och därmed lakvattnets kvalitet. De olika parametrarna är direkt eller indirekt beroende av varandra och påverkar varandra, vilket gör att det i enskilda fall är svårt att bedömma varför lakvattensammansättningen är som den är (Lagerkvist, 2003).

Även om den kemiska sammansättningen i lakvatten varierar mycket, finns det en del allmängiltiga riktlinjer för vilka ämnen som finns i lakvattnet. En sammanställning gjord av Öman et al. (2000 (II)) visade att förekomsten av följande ämnen generellt sett är hög i lakvatten från svenska deponier:

- Organiskt kol och suspenderat material
- Ammoniumjoner
- Kloridjoner
- En mängd metaller och tungmetaller (bland annat koppar, nickel och zink)
- EOX (extraherbar organisk halogen)
- Monocykliska kolväten, PAH:er, ftalater, klorbensener och klorfenoler

Att halterna av tungmetaller, ammoniak och olika organiska substanser är hög i lakvatten från deponier, bekräftas av bland andra Cameron och Koch (1980). Dessutom är temperaturen på lakvattnet i flertalet fall är högre än den omgivande lufttemperaturen (Öman et al., 2000 (II)). Det mesta av de fasta partiklar som ingår i lakvattnet är lösta och inte suspenderade; ungefär 98 % av TS i lakvattnet från en deponi med hushållsavfall är löst (Lagerkvist, 2003). Halten och typen av organiskt material som finns i lakvatten är väldigt skiftande (Öman et al. 2000 (II)) och beror till stor del på i vilken nedbrytningsfas deponin är (Lagerkvist, 2003). Hundratals olika organiska substanser har hittats i lakvatten (Törneman et al., 2009). Generellt förekommer kväve i lakvatten främst i organisk form och som ammoniumjoner. Oxiderade kväveformer är mycket ovanligt. Fosforhalten i lakvatten kan vara hög, men fosfor som finns är främst bunden till organiskt material eller till andra substanser. Därför är det svårtillgängligt ur biologisk synpunkt (Lagerkvist, 2003). Lakvattnets pH och konduktivitet varierar mycket mellan olika vatten. Till exempel ger kalk och andra buffrande ämnen ett högt pH (Öman et al. 2000 (II)).

En mera utförlig sammanställning av den kemiska kvaliteten på det lakvatten som undersökts av Öman et al. (2000 (I)) finns i *Handbok för lakvattenbedömning*. Även Molander (2000) har gjort en sammanställning på lakvattenkvaliteter, vilken kan ses i *Metoder för lakvattenbehandling*.

12.2 Lakvattensammansättningens variation med tiden

Efterhand som tiden går, bryts avfallet i en deponi ner av mikroorganismer och genom kemiska processer. Dessutom sker en urlakning av olika ämnen. Urlakningshastigheten beror på deponins utformning, avfallets egenskaper och hur mycket vatten som passerar genom deponin. Ju större infiltration, desto högre blir urlakningshastigheten. En stor infiltration kännetecknas av låg ytavrinning, låg densitet hos avfallet och endast ett tunt lager av avfall i deponin, medan det motsatta naturligtvis gäller för att liten infiltration ska ske (Åkerlund et al., 2006).

Eftersom skilda ämnen tar olika lång tid att bryta ner, varierar lakvattnets kemiska sammansättning med deponins ålder. På grund av detta faktum brukar nedbrytningsprocessen i deponier som innehåller hushållsavfall (det vill säga stora mängder organiskt material) delas in i etapper vilka baseras på vilket stadium deponin befinner sig i (Naturvårdsverket, 2008). Införandet av förordningen om deponering av avfall (SFS 2001:512) medförde dock att mängden organiskt avfall i nya deponier är mycket låg. Hur nedbrytningsprocessen ser ut för dessa deponier är osäkert, dels på grund av att de funnits under en så kort tid, dels på grund av att lakvatten från nyare och äldre deponidelar oftast blandas innan prover tas (Hjelmar et al., 2000). Emellertid är nedbrytningsprocessen för denna typ av deponier inte relevant för denna rapport. Redogörelsen nedan, för de olika nedbrytningsfaserna, gäller därför framför allt äldre deponier för hushållsavfall, det vill säga deponier anlagda innan införandet av avfallsförordningen (2001:1063).

I en deponi som är i bruk under en längre tid förekommer olika nedbrytningsfaser i olika delar av deponin, därför är de olika nedbrytningsstegen ofta inte klart urskiljbara i lakvattnets kvalitet. Dock kan analyser av olika kvoters storlek, exempelvis kvoten BOD/COD eller kvoten mellan halten av flyktiga fettsyror och totala halten organiskt material (VFA/TOC) användas för att avgöra nedbrytningsförhållandena i deponin. Efterhand kommer dessa kvoter att minska, framför allt eftersom lättnedbrytbara organiska ämnen degraderas först. Nedbrytning sker främst av organiskt material, medan mängden oorganiskt material i deponin framför allt minskar på grund av att det spolats iväg med lakvattnet. Därför kommer kvoten mellan organiskt material och oorganiskt material i lakvattnet drastiskt minska under tidens gång (Lagerkvist, 2003). För en del inorganiska substanser, som ammoniak, klorider, sulfater, är koncentrationen i lakvattnet mera beroende av mängden lakvatten producerad per viktenhet avfall, än på hur gammal deponin är (Hjelmar et al., 2000). Bland annat har mängden nederbördsvatten som infiltrerar deponin en påverkan (Åkerlund et al., 2006).

Om infiltrationen ner i deponin är maximal, kan halten klorid- och sulfatjoner i deponin minska till 50 % av ursprungsvärdet inom ett eller ett par år och efter 10-30 år återstår endast 10 % av jonerna (Åkerlund et al., 2006). Koncentrationerna av klorid och kväve i lakvattnet kommer att minska ner i nivå med bakgrundshalterna redan under de första hundra åren efter att deponin stängts. För att halvera koncentrationerna av zink, koppar, kadmium och bly i lakvattnet krävs det dock flera århundraden. Vad gäller organiska substanser, kommer relativt höga utsläpp av dessa ske under mer än tusen år (Belevi och Baccini, 1989).

12.2.1 Nedbrytningsprocessen i en deponi

Det finns flera sätt att klassificera nedbrytningsskedena i en deponi. I Naturvårdsverkets rapport *Lakvatten från deponier* (2008) delar man in nedbrytningen av avfallet i en deponi för hushållsavfall i fyra faser: syre- och nitratreducerande fas, sur anaerob fas, metanogen fas samt humusbildande fas. Hur den sista fasen kommer att gå till är dock okänt, eftersom ingen modern deponi har uppnått denna ålder. Lagerkvist (2003) anser att de sista faserna i en deponis livstid är en oxiderande fas och en vittringsfas, i stället för en humusbildande fas, vilket Naturvårdsverket (2008) hävdar (se tabell 12.1). Hur lång tid respektive fas varar är osäkert och varierar med hur deponin är utformad, vilket klimat den ligger i och andra förutsättningar (Naturvårdsverket, 2008). Exempelvis ger en ökad temperatur en högre nedbrytningshastighet (Lagerkvist, 2003). De största skillnaderna mellan de olika faserna kan utläsas i pH-värdet, halten organiskt material och mängden metaller i lakvattnet, medan koncentrationen av olika näringsämnen är relativt konstant (Lagerkvist, 2003).

Tabell 12.1. (Naturvårdsverket, 2008; Lagerkvist, 2003; Martijn van Praagh, gästlärare på institutionen för miljövetenskaplig utbildning, personlig kommunikation, 2010-12-16) Nedbrytningen av avfall i en deponi kan delas upp i olika skeden, då olika kemiska reaktioner sker. Fasernas längder är osäkra och varierar med hur deponin är utformad, vilket klimat den ligger i och andra yttre och inre förutsättningar.

Fas	Längd	Oxiderings-tillstånd	Viktigaste reaktioner	pH hos lakvattnet	Metall-rörlighet	Övriga lakvatten-egenskaper
Syre- och nitrat-reducerande fas	Ett par dagar till några veckor	Aerob	Reduktion av syre och nitrat	Osäkert	Relativt låg	Hög halt av organiska ämnen och höga föroreningshalter
Sur anaerob fas	Ett par veckor till ca 10 år	Anaerob	Anaerob nedbrytning av bl.a. organiskt material	Surt, 4-6	Hög	Halterna av kväve, svavel, järn, organiskt material, BOD och COD är höga
Metanogen fas	Några månader till flera 100 år	Anaerob	Bildning av metan och koldioxid	6-8	Generellt låg, men rörligheten av bly, koppar och barium kan öka	Kvoten BOD/COD är låg. Hög kloridhalt, lägre svavelhalt. Hög halt av järn och kväve
Humusbildande fas	Mer än 100 år, osäkert	Anaerob	Bildning av humus	Basiskt	Låg	Osäkert
Oxiderande fas	Osäkert	Aerob	Aerob nedbrytning	Basiskt	Hög	Osäkert
Vittringsfas	Osäkert	Osäkert	Vittringsprocesser	Osäkert	Osäkert	Osäkert

12.3 Lakvattenkvalitet beroende på avfallets komposition

Genom att veta vilken typ av avfall som finns i deponin kan vissa generella slutsatser om avfallet dras. Lakvattnets innehåll kommer i de allra flesta fall att spegla avfallets egenskaper. Industriavfall kan ge upphov till mycket specifika lakvattentyper. Även kvaliteten på lakvatten från hushållsdeponier kan variera betydligt. Lättnedbrytbart organiskt avfall kommer att resultera i lakvatten med höga koncentrationer av lättnedbrytbara organiska ämnen. På motsvarande sätt kommer avfall som inte innehåller en lika hög halt lättnedbrytbart organiskt material att avge lakvatten med höga koncentrationer av mindre lättnedbrytbara organiska ämnen. Avfall med låg densitet kommer medföra att syresättningen av deponin blir högre, vilket också påverkar nedbrytningen i deponin. Även huruvida avfallet förbehandlats eller ej påverkar nedbrytningen i deponin och därmed lakvattnets kemiska sammansättning. Metallhalterna i lakvattnet är dock inte lika lätta att förutspå enbart baserat på avfallets konstitution. Metallers rörlighet beror till stor del på omgivningens pH och redoxpotential (se kapitel 12.5.4) (Lagerkvist, 2003).

12.4 Karaktärisering av lakvatten

Enligt Avfall Sverige (kap. 19, 2003) bör en karaktärisering av lakvatten göras vart sjätte år. Dessutom ska analyser av förekomsten av de substanser som urskiljts som centrala utföras en gång per kvartal (§ 42, NFS 2004:10). Lakvattnets kvalitet varierar med avfallets sammansättning och deponins ålder (se kapitel 12.2 och 12.3), därför skiftar även de kemiska parametrar som ska analyseras. Dock måste lakvattnets konduktivitet mätas kontinuerligt

minst en gång per år (NFS 2010:4). Det finns få fastslagna metoder för karaktärisering av lakvatten. IVL Svenska Miljöinstitutet AB har tillsammans med Naturvårdsverket, Renhållningsverksföreningen (RVF) och 12 stycken avfallsbolag tagit fram ett handlingsprogram (Öman et al., 2000 (I)). Det bygger på fem delar, inom vilka olika egenskaper hos lakvattnet analyseras och skiljer sig från tidigare presenterade handlingsprogram genom att författarna menar att förekomsten av enskilda ämnen och föreningar i lakvattnet, snarare än grupper av ämnen, ska registreras (Öman et al., 2000 (I)).

De större partiklar som följer med lakvattnet sedimenteras efterhand och bildar ett så kallat lakvattensediment. Öman et al. (2000 (I)) menar att även undersökningar av det lakvattensediment som finns vid provtagningsplatserna för lakvattnet ska utföras, för att analysen av lakvattnet ska vara komplett. De fem delarna i handlingsprogrammet av Öman et al. (2000 (I)) är följande:

- Allmän karaktärisering
- Metaller och andra grundämnen
- Metallorganiska föreningar
- Organiska föreningar och organiska summaparametrar
- Toxicitet

Ett liknande karaktäriseringsprogram har, enligt Avfall Sverige (kap. 19, 2003) tagits fram av länsstyrelsen i Västra Götalands län. I tabell 12.2 finns det en sammanfattning av karaktäriseringsprogrammet som har tagits fram av Öman et al. (2000 (I)). För mera ingående information hänvisas till Öman et al. (2000 (I)) och Avfall Sverige (kap. 19, 2003).

Tabell 12.2. (Öman et al., 2000 (I)) Sammanfattning, karaktäriseringsprogram för lakvatten.

Karaktäriseringsområde	Exempel på substanser som mäts eller metoder som används	Intervall	Syfte
Allmän karaktärisering	Temperatur, pH, salinitet och konduktivitet, partikelinnehåll, N, P, TOC, Cl, HCO_3^- , SO_4^{2-} , F, O_2 , alkalinitet	Ej specificerat	Identifikation av allmänna egenskaper hos lakvattnet
Metaller och andra grundämnen	Na, K, Mg, Ca	Beror på typen av ämnen och på deras koncentration	Få information framför allt om förekomsten av ämnen som är kända för att vara skadliga för miljön eller som är betydelsefulla indikatorer
Organiska föreningar och organiska summaparametrar	EOX, CN-tot	Ej specificerat	Få information framför allt om förekomsten av organiska summaparametrar och enskilda, särskilt skadliga, organiska ämnen.
Metaller och metallorganiska föreningar	Tennorganiska föreningar och metylkvicksilver	Endast vid nya utsläpp eller då man söker efter orsak till påvisad miljöskada.	Få information framför allt om tennorganiska föreningar och metylkvicksilver
Toxicitet	Microtox	Ej specificerat	Få information framför allt om toxicitet för akvatiska organismer

12.5 Förorenande substanser i lakvatten

Cameron och Koch (1980) konstaterar att lakvatten vanligtvis är mycket toxiskt. En stor del av de ämnen som ingår i lakvatten var för sig kan orsaka skada på grund- och ytvatten och i de flesta fall är det osäkert vad den kombinerade effekten av de olika substanserna är. Vid en litteraturgenomgång av organiska substanser i lakvatten utförd av Sweco Environment (Törneman et al., 2009) på uppdrag av Naturvårdsverket, upptäcktes det att över hälften av de undersökta organiska ämnena är toxiska eller mycket toxiska. Förutom organiska substanser finns det en stor mängd inorganiska föreningar som till exempel ammonium och klorid, som är toxiska för organismer i höga doser (Kemikalieinspektionen, 2003). Kloridjoner stör den osmotiska balansen och är därför skadligt för de flesta organismer. Toleransen varierar dock mycket mellan olika organismer (Öman et al., 2000 (I)).

Enligt Cameron och Koch (1980) gör dock de spädningsprocesser av lakvattnet som sker då det sprids, framför allt till ytvatten, att dess toxicitet minskar. Även den buffrande kapaciteten hos naturliga vattenförekomster samt de fällningsprocesser som äger rum minskar toxiciteten, men den samlade effekten är generellt sett så liten, enligt Cameron och Kochs (1980) studier, att lakvattnets skadliga effekter kvarstår.

Nedan presenteras de huvudgrupper av förorenande ämnen som är vanligt förekommande i lakvatten och som tas upp i karaktäriseringsprogrammet av Öman et al. (2000 (I)). Fler ämnen presenteras också översiktligt i tabell 12.3.

12.5.1 Organiskt material och syreförbrukande ämnen

Under de tre första nedbrytningsfaserna är andelen organiskt material hög. Av de organiska substanser som läcker ut ur deponier är halogenerade kolväten en av de ämnesgrupper som medför de största problemen, eftersom de är persistenta och toxiska. Detta gör att mikroorganismer har svårt att bryta ner dem, vilket leder till att halogenerade kolväten ackumuleras (Nilsson et al., 2007). Organiska halogenföreningar och även fenoler är skadliga, då de är fettlösliga och därmed lätt tas upp i vävnader. De skadar inre organ som lever och njurar och påverkar det centrala nervsystemet. Många fenoler orsakar akut toxiska effekter och kan även vara carcinogena. Forskare är dock oense om det senare. Organiska halogenföreningar är däremot bevisat cancerframkallande, liksom polyaromatiska kolväten (Birgersson et al., 2009). Cyanidväte blockerar elektrontransportkedjan och orsakar energibrist hos cellerna. Centrala nervsystemet är mest utsatt för denna typ av förgiftning (Birgersson et al., 2009).

Den höga förekomsten av organiskt material påverkar också redoxförhållandena i de områden dit lakvatten sprids, eftersom många av substanserna i lakvattnet är syretärande. Syre och nitrat konsumeras i första hand. Konsumtionen av dessa substanser orsakar syrebrist och ger reducerade förhållanden i det område där föroreningsplymen finns (Schnoor, 1996). Syrebrist är i sig skadligt för aeroba vattenlevande organismer – i ytvatten orsakar det bottendöd och även grundvattenlevande aeroba mikroorganismer påverkas negativt. Reducerande förhållanden gör i sin tur att formen av redoxkänsliga substanser, som järn, mangan och svavel förändras, vilket kan påverka deras toxicitet.

12.5.2 Kväveföreningar

Hjelmar et al. (2000) anser att skada på grund- och ytvatten till största delen orsakas av höga ammoniumkoncentrationer i lakvatten. Kväveföreningar orsakar övergödning i havet, men i sötvatten, som denna rapport behandlar, är det främst fosfor som är tillväxtbegränsande. Ammoniak ger både akuta och subakuta toxiska effekter (Kemikalieinspektionen, 2003). Även nitrit är en av de substanser i lakvatten från deponier som har allvarliga toxiska effekter,

det visade bland annat Dave och Nilsson (2005) i en studie. Enligt Dave och Nilsson (2005) orsakar ammoniak akut toxicitet hos sötvattenlevande kräftdjur, medan effekterna från nitriten är kroniska. Reduktion av kväve gör att andelen ammoniak ökar, vilket leder till en ökad akuttoxisk effekt av lakvattnet.

12.5.3 pH-värde

pH fluktuerar under en deponis livstid (Lagerkvist, 2003) och påverkar lakvattnets toxicitet mycket (Cameron och Koch, 1980). Det beror till stor del beror på att pH-förändringar direkt eller indirekt gör att de kemiska egenskaperna hos olika substanser påverkas. Förutom att försurning i sig är skadligt för akvatiska ekosystem har flera studier, enligt Cameron och Koch (1980), visat att låga pH-värden medför att toxiciteten hos cyanider och sulfider ökar. Dessutom ökar rörligheten för de flesta metaller då pH sjunker. Förändringar i pH-värdet är sig skadligt för de flesta organismer. Mycket låga eller höga pH-värden är frätande.

12.5.4 Metaller

De metaller som av Kemikalieinspektionen (2003) klassificeras som "särskilt farliga" är kvicksilver, kadmium och bly. En del metallorganiska föreningar, som metylkvicksilver, är betydligt mera toxiska än vad metallerna är i andra former (Kemikalieinspektionen, 2003). Studier utförda av bland andra Van Der Well (2006) och Torres Guzmán et al. (2010) visar att järn, vilket förekommer i stor mängd i lakvatten, är toxiskt för vattenlevande organismer.

Metallers toxicitet och rörlighet varierar med deras redoxform och med omgivningens pH-värde. Skilda metaller är olika giftiga, beroende på dessa faktorer Nilsson et al. (2007). Ett lågt pH-värde ökar exempelvis rörligheten hos metaller bundna till karbonater och hydroxider, vilket gör att metallhalten i lakvattnet kommer att bli hög (Lagerkvist, 2003). Basiskt pH-värde medför att jämvikten förskjuts och att mängden ammonium ökar i lakvattnet (Cameron och Koch, 1980). Det gör att metallurlakningen i allmänhet minskar, men att koncentrationen av bly, koppar och barium kan öka i lakvattnet. Det beror, enligt Lagerkvist (2003), troligen på att aluminiumhydroxid adsorberar andra metaller. Att pH är över 7 medför också att järn- och zinkhydroxider bildas, vilka är toxiska för fiskar (Cameron och Koch, 1980).

Studier utförda av Øygard et al. (2004) och Frey (2006) visar dock att halterna av vanligt förekommande tungmetaller som bly, kadmium, krom och kvicksilver är låga i lakvatten, så länge pH och andra omgivande faktorer inte förändras drastiskt. Mobiliteten av järn är emellertid större (Øygard et al., 2004). Frey (2006) menar att mängden tungmetaller som läcker ut ur en deponi med hushållsavfall under den metanogena fasen inte medför någon större risk för omgivningen. Orsaken till det är främst att tungmetallerna är så hårt bundna till avfallet i deponin och att hushållsdeponier även under den metanogena fasen innehåller stora mängder av organiskt kol, vilket binder tungmetaller (Frey, 2006).

12.5.6 Toxicitet

Att genomföra kemiska analyser är resurskrävande och i de allra flesta fall är det därför inte tekniskt och ekonomiskt möjligt att mäta förekomsten av alla de substanser som ingår i lakvatten (Öman et al., 2000 (I)). Dessutom är det svårt att avgöra vilken typ av interaktionseffekter det finns mellan de ingående ämnena (Öman et al., 2000 (II)).

Eftersom det är vanligt att koncentrationerna av klorid- och ammoniumjoner är höga i lakvatten (Öman et al., 2000 (II)) och eftersom höga halter av dessa kemikalier i sig är skadliga, bör man alltid starta en toxicitetsanalys av lakvatten med att mäta halten

natriumklorid och ammoniumjoner (Öman et al., 2000 (I)). Därefter väljs en lämplig toxicitetsanalysmetod, baserat på koncentrationerna av salt och ammoniumjoner. En sammanställning av biologiska toxicitetstester på lakvatten har gjorts av bland annat Thomas et al. (2009).

Ett toxicitetsmått som används för avloppsvatten och som också är applicerbar på lakvatten kallas toxic units och baseras i stället på en jämförelse mellan olika lakvatten. Genom att utnyttja den spädning av vattnet som krävs för att orsaka en viss effekt, fastställs dess toxicitet. På så sätt beaktas även interaktionseffekter för olika ämnen i vattnet (Öman et al., 2000 (II)).

Mer information om toxicitet och andra relevanta egenskaper hos lakvatten vanligt förekommande substanser och kemiska grupper, kan återfinnas i Bilaga 2 till *Handbok för lakvattenbedömning* Öman et al. (2000 (I)). Dessutom beskrivs Microtox-testet samt olika organismer och hur toxicitetstester utförs på dessa (Öman et al., 2000 (I)). En sammanställning av biologiska toxicitetstester på lakvatten har gjorts av bland annat Thomas et al. (2009). Mer information om de organiska ämnen som finns i lakvatten samt om deras persistens, potential för bioackumulering och toxicitet finns i rapporten *Organiska riskämnen i lakvatten - en litteraturgenomgång och problembedömning* som skrivits av Sweco Environment på uppdrag av Naturvårdsverket (Törneman et al., 2009).

12.5.7 Jämförelse mellan lakvattenkaraktäriseringsprogrammet och vattendirektivet

Nedan görs en jämförelse mellan de substanser som finns med i lakvattenkaraktäriseringsprogrammet som tas upp i kapitel 12.4 och de substanser som tas upp i dokument med koppling till vattendirektivet, för att tydliggöra hur lakvatten är skadligt för vattenförekomster.

Tabell 12.3 visar att de substanser som tas upp i flertalet av de undersökta källorna är metaller och metallorganiska föreningar, kväveföreningar, organiska föreningar, fenolföreningar, organiska halogenföreningar samt biocider och växtskyddsmedel. En jämförelse av de substanser som enligt Öman et al. (2000 (I)) finns i lakvatten, och de substanser som tas upp i dotterdirektivet till vattendirektivet, med flera, görs i tabell 12.3. Den visar att många av de substanser som av Öman et al. (2000 (I)) anser vara av vikt, också tas upp i vattendirektivets dotterdirektiv (2008/105/EG) och i fiskvatten- och skaldjursdirektivet (2001:554). Metaller och metallorganiska föreningar, kväveföreningar, organiska föreningar, fenolföreningar, organiska halogenföreningar samt biocider och växtskyddsmedel är de substanser som tas upp av minst tre av källorna. Gemensamt för dessa är att de inte är naturligt förekommande, eller endast förekommer i låga koncentrationer naturligt. Hög salinitet och kloridhalt, förändrat pH, samt höga halter av fluor och svavel är exempel på förändringar som kan uppkomma på grund av lakvattenpåverkan, men som också finns naturligt och därför inte tas upp i vattendirektivets dotterdirektiv (2008/105/EG) och i fiskvatten- och skaldjursdirektivet (2001:554).

Tabell 12.3. Substanser och grupper av substanser som är vanligt förekommande i lakvatten, och som klassificerats som skadliga enligt fiskevatten- och skaldjursdirektivet (2001:554) samt vattendirektivet (2000/60/EG).

Grupp	Berörs i fiskevatten- och skaldjursdirektivet (2001:554)	Blivande prioriterat ämne enligt Bilaga III till 2008/105/EG	Prioriterat ämne enligt Bilaga II till 2008/105/EG	Finns i lakvattenkarakteriseringsprogram
Arsenik och dess föreningar	Nej	Ja	Nej	Nej
Biocider och växtskyddsmedel	Nej	Ja, Bentazon, Dikofol, Glyfosat, Mekoprop	Ja	Ja
Cyanider	Nej	Ja, fri cyanid	Nej	Ja
Fenolföreningar	Ja	Ja, Bisfenol A	Ja	Ja
Fluorid	Nej	Nej	Nej	Ja
Fosfor och fosforföreningar	Nej	Ja	Nej	Ja
Kloridjoner	Ja, restklor.	Nej	Nej	Ja
Kväveföreningar (förekommer i lakvatten främst som NH ₄ och i organisk form. NO ₂ /NO ₃)	Ja	Ja	Nej	Ja
Metaller och metallföreningar (metallhydroxider -sulfider och andra -komplex)	Ja	Nej	Ja. Bly och blyföreningar, kvicksilver och kvicksilverföreningar, nickel och nickelföreningar	Ja
Metallorganiska föreningar (t.ex. organiska tennföreningar och metylkvicksilver)	Nej	Ja	Ja, tributyltennföreningar.	Ja
Mineraloljebaserade kolväten	Ja	Nej	Nej, inte specifikt	Nej
Organiska föreningar (TOC)	Nej	Ja, AMPA, Myskxylen Perfluorooktansulfonsyra	Ja, en mängd olika typer tas upp	Ja
Organiska halogenföreningar	Nej	Ja	Ja	Ja
pH-värde	Nej	Nej	Nej	Ja
Salinitet	Nej	Nej	Nej	Ja
Svavelföreningar (framför allt sulfat)	Nej	Nej	Nej	Ja
Svårnedbrytbara kolväten, bioackumulerbara organiska och toxiska ämnen	Nej	Ja, EDTA	Ja	Nej
Syreförbrukande ämnen	Nej	Ja	Nej	Ja
Uppslammade ämnen	Nej	Ja	Nej	Nej
Vätekarbonatjoner	Nej	Nej	Nej	Ja
Övriga toxiska eller mutagena substanser	Nej	Ja, Kinoxifen, Dioxiner, PCB	Ja	Nej

Del 4. Diskussion och slutsatser, teoretisk del

Nedan diskuteras det som behandlats i tidigare delar av rapporten och slutsatser dras.

13. Diskussion teoretisk del

En mängd aspekter på bland annat lakvattens toxicitet och på hur skyddsvärde, känslighet och skada på grund- och ytvatten ska bedömas har tagits upp i denna rapport. I detta kapitel kommer dessa aspekter att knytas samman och leda fram till slutsatserna, som redovisas i kapitel 14.

13.1 Definition av skyddsvärde, skada och sårbarhet

Okontaminerat vatten är grundläggande för allt liv och det i sig borde vara ett tillräckligt motiv för att vattenförekomster ska vara skyddsvärda, men det finns också en mängd motstridiga intressen som medför att vatten trots det förorenas. Det är därför inte möjligt att skydda allt vatten från kontaminerande substanser. För att kunna göra ett urval av vilka vattenförekomster som ska skyddas, måste begreppen skyddsvärde, skada och sårbarhet vad gäller akvatiska objekt definieras.

13.1.1 Skyddsvärde

Hur skyddsvärde ska definieras, varierar beroende på vem som tillfrågas. Det kan ses i tabell 9.1 i kapitel 9.4, vilken sammanfattar hur de källor som har studerats definierar skyddsvärde och sårbarhet på grund- och ytvattenförekomster. Som konstateras i kapitel 9.4, varierar de intressen som gör att källorna anser att vattenförekomster eller objekt som är relaterade till vatten är skyddsvärda beroende på vilka intressen som källorna företräder. Centralt för alla undersökta källor är emellertid att de anser att rent vatten i sig inte är något självändamål och därmed ett skyddsvärde. I stället är det den skada som förorenat vatten kan medföra på organismer, människor, ekosystem eller objekt som gör att vatten är skyddsvärt. De ekonomiska och samhällseliga värden som vattenförekomster har, är centrala för vattenförekomsternas skyddsvärde. Hur de undersökta källorna anser att skyddsvärde ska definieras är i allmänhet mycket otydligt. Att skyddsvärde i lagstiftningen är så pass luddigt definierat, kan leda till onödigt hårt tryck på de vattenförekomster som finns. Anledningen till det är att det möjliggör subjektiva tolkningar av regelverket, av företag och andra intressenter med vinstintresse. Det visar inte minst Avfall Sveriges (kap. 14, 2006) relativt krassa syn på skyddsvärdesfrågan; Avfall Sverige (kap. 14, 2006) anser att skyddsvärda objekt kan definieras beroende på vilka behov och intressen som finns.

Att inga vetenskapliga studier där grund- och ytvattenförekomsternas skyddsvärde bedöms har kunnat hittas, tyder på att frågan om hur skyddsvärde ska definieras inte är prioriterad. Orsaken till att det är så kan diskuteras, men en sådan debatt är mycket viktig, eftersom riskanalyser till stor del baseras på vilka skyddsvärden som kan skadas. De skyddsvärden som väljs i en riskanalys är helt avgörande för vilket resultat som fås ut av analysen, eftersom den kommer att styras av dem.

Som påpekats i kapitel B1.1.1 i bilaga 1, måste skyddsvärden ha relevans och kunna motiveras. Det tas upp av bland andra Suter (II, 1995). Ett skyddsvärde som har relevans både för vattenkvaliteten för oss människor och för naturmiljön i stort är ekosystemfunktionen. Som tas upp i kapitel 7.2 krävs det ett välfungerande ekosystem för att en vattenförekomsts kemiska kvalitet ska bibehållas (Cairns et al., 1995). Därför hör skydd av människans hälsa samman med skydd av biologisk mångfald, ekologiskt känsliga eller opåverkade områden samt ekosystemets struktur. Anledningen till att det är viktigt att bevara biologisk mångfald,

är till stor del att den är tätt förbunden med ekosystemfunktionen och därmed med vattenkvaliteten. Det tas upp i kapitel 7.1 och 7.2. Att bevarande av ekosystemfunktion är viktigt tas i en hög grad upp av FN (GEMS/Water Programme, 2008). Även i vattendirektivet (2000/60/EG), i svensk lagstiftning (bl.a. Skogsjö, 2007; avfallsdirektivet, 1999/31/EG) och miljökvalitetsmålen (Naturvårdsverket, 2010 (III)) behandlas att skydd av känsliga ekosystem och arter är viktigt. Dock saknas det i dessa källor en diskussion om varför bland annat ekosystem i naturmiljön är skyddsvärt. Eftersom svaret på frågan om vad som är skyddsvärt är subjektivt, är det viktigt att motivera varför ett specifikt skyddsvärde väljs. Därför är det lite märkligt att de undersökta källorna inte närmare kommenterar varför förekomster i naturmiljön, som ekosystem eller populationer, är skyddsvärda. Att ta upp skydd av naturmiljöer gör dock att skyddsvärdesfrågan blir mycket mera komplex – frågan om vad som ska värderas högst blir då inte lätt att svara på. Det kan vara en av de orsaker som gör att skyddsvärdena inte definieras närmare; en sådan definition måste göras från fall till fall. Naturvårdsverket (Skogsjö, 2007) löser frågan genom att uttryckligen påtala att människors hälsa är lika värdefull som en bibehållen god miljö. Det är logiskt, eftersom en god miljö är en förutsättning för att även människor ska må bra. Detta ställningstagande är dock inte helt okontroversiellt, för dem som inte inser sambandet mellan naturmiljöns status och människors hälsa.

Eftersom det finns så många värden som kan skadas av förorenat grund- och ytvatten, är det mycket viktigt att en inventering av de skyddsvärda objekt som finns inom ett rimligt avstånd från riskkällan görs i samband med miljöriskbedömningar. Detta görs till viss del redan i dag, men det måste understrykas att en sådan inventering, vilken beaktar både människors hälsa, naturmiljön och andra skyddsvärden är mycket viktig för de resultat som fås fram vid riskanalysen. Baserat på de skyddsvärda objekt som identifieras, ska sedan den största acceptabla risken för dessa objekt fastställas. Varje riskanalys bör därför grundas på en sådan inventering.

13.1.2 Sårbarhet

Graden av sårbarhet är central för hur stor risken för skada på en vattenförekomst är. Sårbarhet kan bedömas på olika nivåer, vilket behandlas i kapitel B1.1.1 i bilaga 1. Sårbarheten kan bero på spridningsförutsättningarna i den omkringliggande miljön (den yttre sårbarheten), vilket tas upp i kapitel B2 i bilaga 2 och av flertalet av de undersökta källorna i kapitel 9 (bland annat Banverket (2008 (I)), Schmoll et al. (2006, kap. 8) och Naturvårdsverket (2009 (III))). Det kan också bero på ekosystemets inre förmåga att motstå skada då förorenande substanser introduceras (den inre sårbarheten). Som kan läsas i kapitel B2.2 och 7.3.4 är hög alkalinitet, oxidationspotential och biologisk nedbrytningsförmåga exempel på egenskaper som påverkar en vattenförekomsts sårbarhet. Det tas upp av bland andra Svensson (2005) och Dittrich (1998).

Det bör beaktas att många osäkerheter är förknippade med bedömning av sårbarheten hos vattenförekomster, särskilt vad gäller den yttre sårbarheten. Detta eftersom en mängd olika hydrogeologiska och kemiska parametrar påverkar spridningsförhållandena. Ett stort antal förenklingar måste göras vid exponeringsbedömningen, eftersom de hydrogeologiska förutsättningarna i ett område aldrig kommer att kunna undersökas så noga att alla osäkerheter vad gäller spridningsförhållandena elimineras. För att de resultat som erhålls ska vara användbara, måste arbetsgången vara transparent. De antaganden som har gjorts på vägen och de osäkerheter som finns måste redovisas

Eftersom definitionen för sårbarhet varierar, vilket kan ses i tabell 10.3, har det varit svårt att hitta en röd tråd i hur de källor som har undersökts bedömer sårbarhet. Definitionen av sårbarhet varierar dock beroende på om det är grundvatten eller ytvatten som beaktas. Generellt sett bedöms sårbarhet i de undersökta källorna hos grundvatten genom en analys av spridningsförutsättningarna, medan sårbarheten hos ytvattenförekomster beror på ekosystemets förmåga att motstå negativa effekter orsakade av förorenande substanser. I många källor saknas emellertid helt en diskussion om sårbarhet. Inget om sårbarhet i betydelsen grundvattnets förmåga att stå emot föroreningar som redan har nått förekomsten har kunnat hittas. Inte heller diskuteras det hur sårbarhet kan variera mellan olika grundvattenförekomster, beroende på vattnets och ekosystemets robusthet, vad gäller att motstå förorenande substanser i grundvatten. Detsamma gäller de vetenskapliga undersökningar som har studerats.

Att det har hittats ett mönster i sårbarhetsbedömningen som beror på typen av vattenförekomst, är något förvånande. Även en grundvattenakvifär har en inre sårbarhet vilken beror av dess kemiska och biologiska sammansättning. En grundvattenakvifär med hög alkalinitet och oxidationskapacitet har en hög robusthet att stå emot skada orsakad av kontaminerande substanser, på samma sätt som en ytvattenförekomst. På motsvarande sätt har en ytvattenförekomst till vilken inga spridningsvägar finns, en låg yttre sårbarhet.

13.1.3 Skada orsakad av förorenande substanser

Definitionen av skada beror till stor del av hur skyddsvärdet definieras och precis som för skyddsvärde, finns det därför en mängd olika sätt att bedöma skada. Inga av de undersökta källorna har explicit uttryckt hur skada ska bedömas, i stället har sådana tolkningar gjorts vid författandet av denna rapport.

Riktvärden av olika slag används på global nivå av WHO (2008, kap. 1) och FN (2008), genom dricksvattenkvalitetsnormer (World Health Organisation, 2008, kap. 1) och riktvärden som baseras på vattnets användningsområden (*GEMS/Water Programme*, 2008), samt på europeisk och nationell nivå genom vattendirektivet (2000/60/EG). Naturvårdsverket (2009 (III)) använder sig också av riktvärden. Att ha riktvärden som ett mått på skada är inte helt komplikationsfritt. Riktvärden är beräknade värden, vilka baseras på forskningsresultat, men också på vad som är ekonomiskt och tekniskt rimligt. Som kan läsas i kapitel B1.1.1 i bilaga 1, är riktvärden koncentrationsgränser under vilka risken för negativa konsekvenser för skyddsvärda objekt är tolerabel. Det innebär inte att ett överskridande av ett riktvärde automatiskt är likställt med att negativa effekter uppstår och vice versa. Riktvärden är därför ett mycket trubbigt mått på skada. Kunskap om de metoder som har använts och om de aspekter som har beaktats då riktvärdena har tagits fram krävs, för att göra en bedömning av hur strikta riktvärdena är.

En annan typ av referensvärde för skadebedömning är avvikelser från normalvärdena, som används för att avgöra om halten av förorenande substanser som förekommer i naturmiljön är för hög. Bakgrundskoncentrationer används för bedömning av skada av bland annat Naturvårdsverket (2007). Problemet med bakgrundshalter är emellertid att de koncentrationer som förekommer i naturen i dag i allmänhet är förhöjda jämfört med de värden som fanns innan industrialismen och utvecklingen av det moderna jordbruket. Därför är de bakgrundskoncentrationer som används tänkta att representera de halter som fanns före industrialismens tid. Att så låga halter skulle kunna förekomma naturligt i dag är inte realistiskt. Det kan därför vara bättre att jämföra de uppmätta halterna med faktiska bakgrundshalter, men inte tillåta någon ytterligare förhöjning av värdena. Dock är det svårt att

veta var gränsen går, eftersom olika platser är olika mycket förorenade. Å andra sidan är många osäkerheter förknippade även med de beräknade bakgrundshalter som används av Naturvårdsverket (2007), eftersom det är svårt att veta hur höga de naturliga halterna var.

Metoden att bedöma avvikelser från normalvärdet som används i vattendirektivet (2000/60/EG) är den mest heltäckande metod som har undersökts inom ramen för denna rapport. Definitionen av ”måttlig vattenkvalitet” vid bedömning av ekologisk status hos ytvatten (2000/60/EG, Bilaga V) utgår från det aktuella tillståndet hos en vattentyp i relation till dess normal tillstånd. Eftersom de ovan nämnda parametrar vilka används för definition av ekologisk status till stor del är platsspecifika, är det nödvändigt att övervakning av vattenförekomsten har skett även innan någon mänsklig störning introducerats. Eftersom så i de flesta fall inte har skett, är det i allmänhet svårt att säkert bedöma vattnets status. Även om generella värden på parametrarna vid normal tillstånd för en viss vattentyp är kända kan naturliga fluktuationer, vilka inte beror på mänsklig inverkan, förekomma. I vattendirektivet tas det även hänsyn till att det inte är rimligt att alla vattenförekomster kan få god status, vilket är en viktig faktor. Detta görs genom att vissa vattenförekomster klassificeras som ”konstgjorda” eller ”kraftigt modifierade”.

Som behandlas i kapitel 10.3, har det inte kunnat hittas några diskussioner om hur forskningsresultat som är utförda under kontrollerade förhållanden ska kunna appliceras på verkliga fall ute i naturen och överföras så att en reell definition av skada kan göras. De flesta riskanalyser som hittats vid litteraturstudien, är utförda med avseende att skydda människors hälsa. För toxicitet som drabbar människor är det nödvändigt med dricksvattennormer eller andra liknande gränsvärden, men eftersom halterna som orsakar skada på människor är mycket mindre varierande än de som orsakar skada på olika ekosystem, är det inte något större problem att sådana fasta referensvärden används. Gränsvärden som tas fram för att skydda ekosystem bör dock alltid vara platsspecifika, eftersom olika ekosystem är olika känsliga. Ett sätt att gå runt problemet med hur skada ska kunna registreras, är att använda biomarkörer. Biomarkörer är dock också beroende av att normalförhållandena är kända, för att kontaminering ska kunna upptäckas. Att använda biologiska metoder för att registrera skada fungerar bara när skada på sådana är aktuellt. Dessutom finns det, om de kontaminerande ämnena inte har några akuta effekter, en kortare eller längre tidsförskjutning mellan det ögonblick då kemikalierna först läcker ut och den tidpunkt då dess påverkan på organismer kan registreras. För påverkan av ekosystem är denna tidsförskjutning ännu längre. En typ av biomarkörer, vilka kan användas för att påvisa skada på organismer eller på biologiska system, är att använda lämpliga indikatororganismer som redan finns i ekosystemet och som är extra känsliga för störningar. Deras närvaro indikerar därför att ingen kontaminering av området, med avseende på de parametrar som skadar indikatororganismer, skett. För att mäta graden av föroreningar kan så kallade övervakningsorganismer användas. Förekomst av vissa specifika kemiska ämnen orsakar att dessa organismer får utmärkande symtom, vilka kan användas för att härleda vilken föroreningsnivå som finns i området.

En annan typ av bioindikator är mäta ekosystemfunktionen, vilken presenteras i kapitel 7.2. Vad gäller ekosystem, är en störd funktion ett tidigt tecken på att något är fel. Det påpekas bland annat av Cairns et al. (1995). Dessutom är en fungerande ekosystemfunktion nödvändig för att vattenkvaliteten ska kunna bibehållas, vilket behandlas i kapitel 7.1 och 7.2 samt diskuteras i kapitel 13.1. Ekosystemfunktionen är en mycket användbar måttstock för skada. En fördel med ekosystemfunktion, är att det är något som är oberoende av vilket ekosystem som studeras (Cairns et al., 2005). Det gör att det blir ett generellt mått, som går att jämföra mellan olika system, trots att dessa skiljer sig åt i uppbyggnad och artsammansättning.

Hur skada ska bedömas, beror till stor del på vilka objekt som ska skyddas. Därför är skyddsvärdesdefinitionen tätt sammanknuten med definitionen för skada. Risker för skada på människor kan till viss del bedömas genom användning av dricksvattenkvalitetsnormer, men då sådana normer och andra riktvärden inte utgör någon egentlig gräns för var skada inträffar, måste de användas med försiktighet. Vad gäller skada på naturmiljön och ekosystem, bör platsspecifika indikatorer på skada användas, eftersom känsligheten för olika typer av skador (det vill säga sårbarheten) varierar mycket från fall till fall. Det finns flera typer av sådana, men eftersom skada på ekosystem och naturmiljön kan ta sig så många olika uttryck, bör de indikatorer på skada som används vara mångfacetterade och ta upp både kemiska, fysikaliska och biologiska parametrar.

13.2 Kemisk komposition och toxicitet hos lakvatten

För att kunna bedöma de risker som vattenförekomster kan utsättas för, måste både riskkällan, spridningsvägarna och de sätt som vattenförekomsterna kan påverkas på av föroreningarna från riskkällan utvärderas (Schmoll et al., kap. 4, 2006). Den kemiska sammansättningen på lakvatten från deponier är mycket komplex och beror på vilken typ av avfall som finns i deponin. Dessutom varierar vattnets kemiska sammansättning med i vilket stadium deponin är och därmed med deponins ålder (Naturvårdsverket, 2008). Därför är det inte lätt att avgöra på vilket sätt lakvatten kan påverka sin omgivning.

13.2.1 Deponiutformning

Som behandlas i kapitel 11, påverkar deponins utformning både lakvattnets kvalitet och hur mycket lakvatten som läcker ut ur deponin. Det finns olika metoder för att motverka skada på deponiers omgivning på grund av lakvattenspridning. Som tas upp i kapitel 11, kan till exempel ogenomträngliga barriärer användas, lakvattnet kan dräneras bort, samlas upp och behandlas eller det kan tillåtas att läcka ut under kontrollerade former. Eftersom en spridningsväg måste finnas för att ett skyddsvärt objekt ska kunna skadas, är en impermeabel botten ett effektivt sätt för att skydda skyddsvärda objekt från exponering. Dock finns det en risk att impermeabla lager spricker, vilket påpekas av Lagerkvist (2003). Det kan vara en starkt bidragande orsak till lakvattenspridning, särskilt på lång sikt. Att läckage av lakvatten inte sker i någon betydande omfattning i dagsläget behöver alltså inte betyda att läckage inte kommer att ske i framtiden.

Äldre deponier saknar ofta tätande bottenskikt (Schmoll et al., kap. 24, 2006). Att det inte finns något spridningshinder mellan deponins botten och marken, gör att utbyte mellan den mättade zonen och deponin kan ske fritt. Därför är läckage av lakvatten från äldre deponier ett vanligt problem som är svårt, och i vissa fall nödvändigt, att åtgärda. Om åtgärder krävs måste avgöras från fall till fall, beroende på hur mycket och vilka förorenande substanser som sprids från deponin i fråga.

13.2.2 Förändring över tid

Genom lakvattenkaraktärisering och provtagningsprogram kan trender i lakvattnets komposition urskiljas. Eftersom erfarenhetsbaserad kunskap finns om hur lakvattnets sammansättning är under de första faserna, går det att få en ungefärlig bild av vilka skadliga ämnen som förekommer och kommer att finnas i lakvattnet nu och i framtiden under dessa faser. För de sista nedbrytningsfaserna i en deponis livscykel, är det emellertid mera osäkert hur lakvattnets kemiska kvalitet kommer att se ut.

Lakvattenplymens spridning kan övervakas och till viss del också förutspås genom korrekt utformade övervakningsprogram. Ändå är det svårt att analysera hur spridningen av lakvattenplymen kommer att utvecklas över tid. Olika retardationsprocesser och kemiska reaktioner, framför allt redoxreaktioner, medför att ämnenas kemiska form ändras, vilket behandlas i kapitel B2 i bilaga 2. Retardationsprocesser gör också att ämnen rör sig olika fort, vilket innebär att utbredningen av kemiska substanser från en deponi varierar på grund av deras egenskaper.

Naturvårdsverket (1999 (I)) menar att en riskanalys ska spänna över flera hundra år. Ju längre tidsperiod som studeras, desto större blir osäkerheten. Å andra sidan är deponier fenomen som kommer att existera och vara potentiella källor till föroreningsspridning i hundratals år efter att de anlagts (Lagerkvist, 2003). Därför är det nödvändigt att spridningsriskerna för lakvatten utvärderas flera hundra år framåt i tiden. Ett så långt tidsspann är av naturliga skäl omöjligt att överblicka. En mängd olika osäkerheter är förknippade med föroreningsspridning, dessutom är det mycket oklart hur de samhällseliga strukturerna och därmed hur behovet av rent vatten kommer att vara om ett par hundra år. Utöver detta förändras lakvattensammansättningen över tid, vilket behandlas i kapitel 12.2. På grund av att lakvattnets egenskaper varierar, är det inte självklart att ett lakvatten som bedöms vara ofarligt för närvarande även är ofarligt om 50 eller 100 år, då deponin har gått in i en ny nedbrytningsfas.

13.2.3 Analysbehov och toxicitet hos lakvatten

Som anges i flera källor, förekommer en stor mängd substanser i låga koncentrationer i lakvatten. Mängden lakvatten som produceras av en deponi är emellertid mycket stor och Öman et al. (2000 (I)) betonar att låga uppmätta koncentrationer av en substans i lakvatten inte nödvändigtvis innebär att denna substans förekommer i så små mängder i deponins omgivning att de är ofarliga. Dessutom kan ackumulation göra att koncentrationerna i omgivningarna gradvis blir allt högre. Vissa ämnen har dessutom en tendens till att bioackumuleras och magnifieras uppåt i näringskedjan (Schnoor, 1996). Det måste också beaktas att vissa organiska ämnen är persistenta eller har toxiska effekter redan vid låga koncentrationer. Det är därför viktigt att lakvatten genomsöks extra noga efter dessa ämnen (Bendz, et al. 1999).

Vad gäller toxicitet är det också viktigt att ta hänsyn till att låg toxicitet inte automatiskt innebär att den testade substansen generellt sett är ofarlig, utan bara att den inte är skadlig för den eller de organismer som den testats på (Öman et al. 2000 (I)).

Åsikterna om vad som ska analyseras och hur en lakvattenkaraktärisering ska gå till går isär. Det förslag som har tagits fram av Öman et al. (2000 (I)) behandlas framför allt i denna rapport, men även andra karaktäriseringsmetoder finns. Fokus bör läggas på metoder och kemiska ämnen som ger säkra resultat och som inte är alltför kostsamma och svåra att utföra. Det bekräftas också av Öman et al. (2000 (I)), som anser att det inte är meningsfullt att ofta analysera prover efter ämnen som är svåra att registrera; eftersom resultaten blir osäkra är de inte särskilt användbara. Inte heller är det lönsamt att undersöka prover efter ämnen vars miljöeffekter är osäkra eller okända. Därför bör dessa ämnen inte analyseras lika frekvent som ämnen med känd effekt och där analysmetoderna är säkra. Detta gäller vissa grundämnen, men även metallorganiska ämnen är svåranalyserade (Öman et al., 2000 (I)).

En annan aspekt på lakvattnets toxicitet, är hur det ska relateras till de skyddsvärda objekten och skada på dem. Om de skyddsvärden som finns är identifierade och det är känt hur skada på dessa ska definieras, går det att urskilja substanser som är särskilt skadliga för

skyddsvärdena, baserat på deras sårbarhet. Ett exempel är att ytvattenförekomster som är känsliga för övergödning ska skyddas från fosfor, medan vattenförekomster som inte har någon hög alkalinitet är känsliga för surt lakvatten.

13.2.4 Jämförelse mellan lakvattenkaraktäriseringsprogrammet och vattendirektivet

Att de substanser som tas upp i lakvattenkaraktäriseringsprogrammet och i direktiven med koppling till vattendirektivet skiljer sig åt är inte särskilt förvånande, eftersom syftena med klassificeringarna skiljer sig åt. Det är inte relevant att ta upp naturligt förekommande kemiska ämnen i vattendirektivets dotterdirektiv (2008/105/EG) och i fiskvatten- och skaldjursdirektivet (2001:554), medan sådana ämnen kan förekomma i lakvatten i så höga halter att de blir skadliga.

Genom den jämförelse som görs i kapitel 12.5.7, kan det konstateras att i stort sett alla ämnen som tas upp i fiskevatten- och skaldjursdirektivet (2001:554) samt i Bilaga II och III till vattendirektivets dotterdirektiv (2008/105/EG) även tas upp i lakvattenkaraktäriseringsprogrammet. Undantagen är arsenik, mineraloljebaserade kolväten respektive uppslammade ämnen, svårnedbrytbara kolväten och svårnedbrytbara och bioackumulerbara organiska, toxiska ämnen samt andra toxiska eller mutagena substanser. Vissa av dessa ämnen ingår dock i andra kategorier, exempelvis under organiska föreningar, vilket gör att listan på substanser som inte inkluderas i lakvattenkaraktäriseringsprogrammet. Ändå kan det konstateras att det är mycket viktigt att det, vid en uppdatering av lakvattenkaraktäriseringsprogrammet, tas hänsyn till de substanser som har klassificerats som skadliga i andra sammanhang. Detta eftersom kunskapen om kemiska substansers egenskaper ständigt ökar.

13.3 Felkällor

De felkällor som finns i teoridelen i denna studie är:

- Det kan finnas feltolkningar av framtagna information.
- Den begränsade tiden som har kunnat läggas ner på studien, gör att generaliseringar och avgränsningar har krävts, vilka kan ha en inverkan på analysen och därmed på slutresultatet.
- Eftersom endast resultat från analyser utförda av andra personer än författaren till denna rapport har använts, finns det ingen kunskap om vilka eventuella felkällor som är förknippade med dessa resultat.

Åtgärder har dock gjorts för att minska risken från dessa felkällor. En mängd olika källor har studerats och endast källor som har ansetts vara tillförlitliga har använts. I största möjligaste mån har källor som är noga granskade, som vetenskapliga artiklar och rapporter från Naturvårdsverket och andra myndigheter använts. Då osäkerheter ändå har uppkommit har experter inom respektive område tillfrågats.

14. Slutsatser och rekommendationer, teoretisk del

De slutsatser som kan dras av diskussionen ovan är följande:

Skyddsvärde:

Det är inte realistiskt att skydda allt grund- och ytvatten. Därför är det viktigt att göra en utvärdering av de verksamheter som pågår och som kan komma att pågå i framtiden kring vattenförekomsterna, för att utvärdera om det är möjligt att skydda dem. En utvärdering av de negativa konsekvenser som en minskning av exponeringen av förorenande substanser skulle innebära måste göras, för att undersöka om det är ekonomiskt och tekniskt möjligt.

Vatten har inte något skyddsvärde i sig, utan det är de värden som kan skadas av förorenat vatten, som gör vattenförekomster skyddsvärda. Vattnets användningsområden och de ekosystem som är i kontakt med vattnet, påverkar hur viktigt det är att det skyddas från kontaminerande ämnen. Vid granskningen av de källor som har använts, blev det uppenbart att typen av resonemang och lagstiftning som ska användas för att bestämma vattenförekomstens skyddsvärde varierar beroende på hur vattnet i en vattenförekomst används eller kan komma att användas. Dessutom beror det på om något skyddsvärt ekosystem finns i eller i anslutning till vattenförekomsten. Olika myndigheter beaktar hur skydd av vattenförekomster ska bedömas och deras åsikter skiljer sig åt. Vattendirektivet (2000/60/EG) har en stor betydelse i Sverige, men även nationella lagar och förordningar, som miljö kvalitetsmålen spelar in. Därför är exempelvis den lagstiftning som rör en grundvattenakvifär som ska användas för dricksvatten inte densamma som den som rör en redan starkt förorenad sjö. Bedömningen av skyddsvärde måste således ske från fall till fall. Denna avvägning är inte helt lätt, men nödvändig.

Sårbarhet:

För att en vattenförekomsts sårbarhet ska utvärderas fullständigt, måste det göras en bedömning av både dess yttre sårbarhet, i form av exponeringsrisk, och dess inre sårbarhet, i form av förmåga hos ekosystemet att motstå förändringar orsakade av kontaminerande substanser. En sådan fullständig utvärdering saknas i de undersökta källorna. Mancini et al. (1999) har utvecklat en bedömningsnyckel för grundvattens yttre sårbarhet (se kapitel B1.2.3 i bilaga 1). En liknande bedömningsnyckel för ytvatten bör tas fram. Spridningsvägarna för förorenande substanser till ytvatten är nämligen inte desamma som spridningsvägarna till grundvatten, eftersom de substanser som når vattenförekomsten via luft, ytavrinning och liknande processer också måste vägas in. Detta då sådana spridningsvägar har en större inverkan på ytvatten än på grundvatten. För att ta reda på vilka parametrar som borde ingå i en sårbarhetsanalys av ytvatten, behöver en närmare studie av detta område därför göras. Även för bedömning av ett ekosystems robusthet i både yt- och grundvatten, bör en liknande bedömningsnyckel utvecklas. Sådana studier ligger dock utanför ramarna för denna rapport.

Skada:

För att kunna göra en riktig bedömning av skada, måste avvikelserna från normaltillståndet som kontaminering medför, hellre än koncentrationen av en viss substans, mätas. Det är effekten av kontamineringen, snarare än kontamineringen i sig som är intressant. Det är också viktigt att påpeka, att det bara är relevant att mäta skador på sådant som är skyddsvärt. Eftersom definitionen av skyddsvärde kan variera och

därmed också syftet med att skydda vattenförekomsten, varierar även definitionen av skada från fall till fall. Emellertid kan det, särskilt i ekosystem, förekomma oväntade kaskadeffekter som leder till att skyddsvärden som vid första anblicken inte ser ut att kunna hotas av förorenande ämnen ändå hamnar i riskzonen för kontaminering. Därför måste försiktighet råda då de koncentrationsgränser som anses medföra en acceptabel risk för skyddsvärdena tas fram. En skadebedömning vad gäller framför allt ekosystem och naturmiljöer måste, för att den ska vara relevant, vara platsspecifik. Den modell för uppskattning av en vattenförekomsts status, som har utvecklats i vattendirektivet (2000/60/EG), är därför den som kan anses som mest heltäckande av de bedömningar av skada som har studerats i denna rapport.

Att göra en platsspecifik bedömning av skada ur alla synvinklar kan vara svårt och resurskrävande. Med den kartläggning av vattenförekomsters status som pågår i dag, i och med vattendirektivets (2000/60/EG) införande, är processen emellertid redan i gång. Redan i dag görs omfattande utvärderingar av risksituationen vid riskanalyser av förorenade områden. Genom att applicera de kunskaper som har framkommit vid vattenkaraktäriseringen på riskanalyser, går det att använda de kunskaper som redan är kända, för att se om en riskkälla har orsakat avvikelser i vattenkvaliteten vilka inte är obetydliga.

Kemisk komposition och toxicitet hos lakvatten:

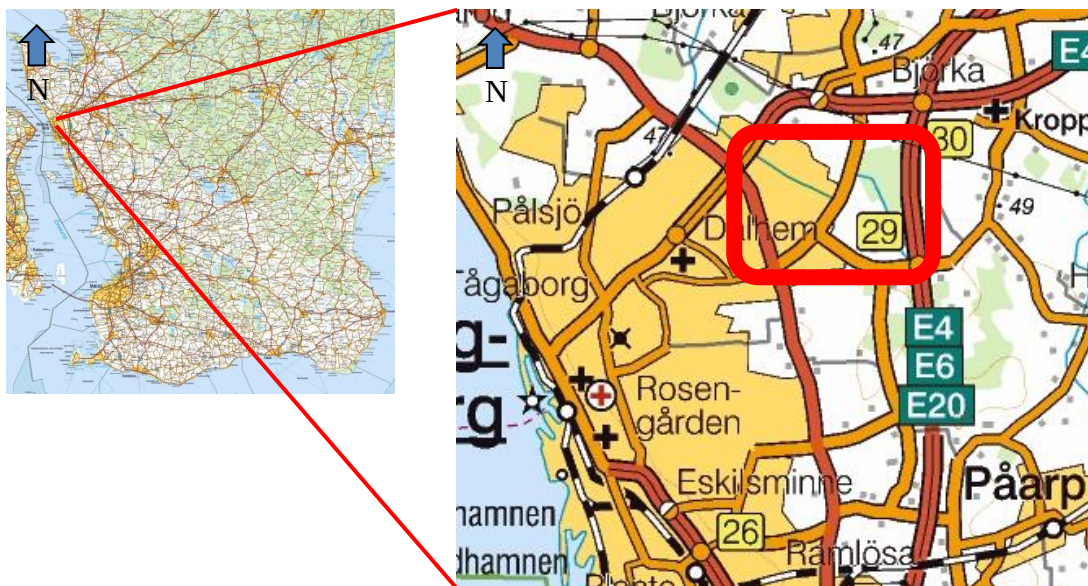
Det finns en mängd olika substanser, vilka förekommer i lakvatten i sådana mängder att de kan vara skadliga för skyddsvärda vattenförekomster. Eftersom lakvatten-sammansättningen förändras med tiden, är kontinuerlig övervakning av lakvattnets sammansättning och av spridningen av lakvattnet viktigt. Detta för att förebygga att det orsakar skada på skyddsvärda grund- och ytvattenförekomster och även på andra skyddsvärda objekt. På grund av den stora mängd kemiska substanser som finns i lakvatten, är det orimligt att en fullständig utredning av lakvattnets komposition görs regelbundet. Därför kommer det alltid finnas osäkerheter förknippade med vilka substanser som lakvatten innehåller och därmed med vilka skadliga effekter på deponins omgivning som läckage av lakvatten kan medföra. En sådan osäkerhet är emellertid acceptabel, så länge de substanser som verkligen analyseras, väljs ut beroende på vilka skyddsvärda objekt som finns i närheten och på deras sårbarhet för olika kontaminerande substanser.

Del 5. Återvinningsanläggning Helsingborg

Nedan analyseras föroreningsituationen kring Återvinningsanläggning Helsingborg.

15. Historik och verksamhet på Återvinningsanläggning Helsingborg

Återvinningsanläggning Helsingborg, som drivs av NSR AB (Nordvästra Skånes Renhållningsaktiebolag) ligger nordost om Helsingborgs stad, ungefär en mil från stadens centrum (se figur 15.1). NSR bildades 1982 av de sex kommunerna Bjuv, Båstad, Helsingborg, Höganäs, Åstorp och Ängelholm (NSR AB, 2007). Väster om deponeringsområdet ligger ett industriområde och norr om detsamma är en skog belägen. Öster om området finns väg E6 och bortanför denna finns det åkermark, på vilken man i nuläget etablerar ett industriområde. Även söder om Återvinningsanläggning Helsingborg finns det ett industriområde (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-11-02). Den fastighet som NSR arrenderar från Helsingborgs stad, och som till största delen används för avfallsbehandlig eller -deponering, är 186 ha stor (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-09-13 och 2010-11-24). Runt det huvudsakliga deponeringsområdet finns fyra vägar: Vålavägen (väg 1387) i väster, Hjortshögsvägen (väg 1380) i söder, väg E6 i öster och väg E4 i norr (Lantmäteriet, 2009). På Vålavägens västra sida ligger en mindre, äldre deponi; den så kallade Stentippen. Nordost om Filborna avfallsanläggning ligger en vattentäkt som tillhör Bjuvs kommun. Vattentäkten är idag inte i bruk (Håkan Rosqvist, personlig kommunikation, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, 2010-09-08; Janson och Kandre, 1997). Vattentäkten bedöms inte ha någon betydande hydraulisk kontakt med de övre grundvattenmagasinen i deponiområdet, så denna borde inte kunna skadas av lakvatten från deponierna på Återvinningsanläggning Helsingborg (Eken, 1987; Peter Englöf, Civ.ing., seniorkonsult, Sweco Environment AB, Malmö, personlig kontakt, 2010-12-06). År 2009 anlades dock en deponi på samma sida av vattendelaren som vattentäkten ligger på (Jeppsson och Englöf, 2005 (I); Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-09-08).



Figur 15.1. (© Lantmäteriet Gävle 2009. Medgivande I2010/0047) Återvinningsanläggning Helsingborg är belägen nordost om Helsingborg.

15.1 Deponier

På Återvinningsanläggning Helsingborg ligger fyra större deponier: Filbornadeponin, Rökilledeponin, Stentippen och en nyanlagd deponi (Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-09-08). Var deponierna är belägna kan ses i figur 15.2. Eftersom deponierna är anlagda vid olika tidpunkter och i olika syften, är de inte likadant utformade.

15.1.1 Filbornadeponin

Filbornadeponin (nummer 3 i figur 15.2) har under lång tid varit en av de största i Sverige. Helsingborgs kommun har använt Filbornadeponin för deponering av hushålls- och industriavfall sedan 1951, (Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-09-08) då den ersatte den kommunala Ringstorpsdeponin, vilken var belägen inne i Helsingborg (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-11-25). Då Nordvästra Skånes Renhållningsbolag bildades år 1982, togs skötseln av deponin över av NSR och avfall från de kommuner som är anslutna till NSR började deponeras på Filbornadeponin (Jeppsson och Englov, 2005 (I)). Från början deponerades allt genererat avfall på Filbornadeponin, men i början av 1990-talet började man källsortera avfallet i mindre skala. I dag är det främst aska, isoleringsmaterial, gips och förorenad jord som deponeras. Filbornadeponin innehåller cirka 11 000 000 m³ avfall, täcker en yta på omkring 32 ha och är ungefär 45 meter hög (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-09-13). Fortfarande (år 2010) deponeras en del avfall på de nyare delarna av deponin, men den är under sluttäckning och inom en tioårsperiod kommer Filbornadeponin vara helt avslutad. Sluttäckningen kommer att medföra att mängden lakvatten som produceras i deponin minskar, eftersom mängden nederbördsvatten som tränger ner i deponin kommer att minska (Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-09-08).

Filbornadeponin saknar till största delen tätande bottenskikt; endast under de allra nyaste delarna av deponin finns det en konstgjord geologisk barriär och ett mera omfattande lakvattenuppsamlingssystem (Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-09-08). Det lakvattensystem som finns har byggts upp i flera omgångar. Det system som används idag anlades till största delen på 70-talet och består främst av avskärande ledningar runt deponins fot (Janson och Kandre, 1997). För att minska inträngningen av grundvatten och för omhändertagande av lakvatten, har diken grävts längs deponins västra fot, parallellt med Välavägen. Vidare finns det instickande dräneringsrör på olika nivåer i deponin (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-09-13). Dessutom fungerar den kulvertledning som ursprungligen var tänkt för att leda Väla bäck under deponin i dag som en dräneringsledning för lakvatten (se mer om detta i kapitel 17.1.2) (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-08-31).

15.1.2 Filbornadeponin etapp 2 (Ljunghem)

I juli 2009 färdigställdes en ny avfallsdeponi nordost om de övriga deponierna (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-09-13). Denna deponi kan ses som nummer 5 i figur 15.2 och är byggd efter den standard som krävs enligt svensk och europeisk deponeringslagstiftning (se kapitel 11). Deponin ligger på andra sidan av en vattendelare, som skär genom området. I deponin ska relativt inert avfall deponeras. Främst förorenade massor, sorteringsrester och bottenaska från avfallsförbränningen deponeras på den nya deponin (Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-09-08).

Den nya deponin är byggd efter den standard som krävs i EU:s avfallsdirektiv (1999/31/EG) och enligt svenska avfallslagar (bland annat SFS 2001:512) och därför förväntas denna inte medföra något läckage av lakvatten i skadlig omfattning (Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-09-08).

15.1.3 Rökilledepenin

Rökilledepenin (nummer 4 i figur 15.2), som ligger på områdets sydöstra del, anlades av Boliden Kemi AB (numera Kemira Kemi AB) i slutet på 70-talet för deponering av gips (Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-09-08), men år 2006 övertogs den av NSR (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-11-01). Rökilledepenin täcker en yta av omkring 25 ha, är cirka 25 m hög och innehåller ungefär 5 000 000 m³ avfall. På denna deponerade Boliden och senare Kemira förutom gips, också fosfat- och aluminiumhaltigt slam från olika kemiska processer (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-09-13). Ingen ytterligare deponering av avfall sker på deponin i dag. Den är, vid skrivandet av denna rapport, under sluttäckning. Sluttäckningen kommer att vara färdigställd inom ett par år från skrivande stund; troligen år 2012 (Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-09-08).

Det lakvatten som produceras från Rökilledepenin innehåller höga halter av sulfat och klorid, samt relativt höga halter av fluorid. Rökilledepenin saknar ett tätande bottenskikt, men har ett omfattande lakvatteninsamlingssystem (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-09-16). Vid förundersökningarna som gjordes innan anläggningen av Rökilledepenin framkom det att vissa delar av deponeringsplatsen är ett inströmningsområde för grundvatten, medan andra delar är utströmningsområden. Lakvatteninsamlingssystemet är därför utformat efter dessa villkor, vilket bland annat innebär att det är mycket mera omfattande på den sida av deponin där utströmningsområdet ligger. Grundvatten pumpas upp för att minska mängden grundvatten som tränger in i deponin. Det uppumpade grundvattnet, som har hög järnhalt, leds ut i Väla bäck. För att inte bäckvattnet ska missfärgas av järnutfällningar, leds grundvattnet genom ett fällningssystem innan det släpps ut i bäcken (Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-09-08).

15.1.4 Stentippen

Stentippen (nummer 2 i figur 15.2), vilken också kallas Schaktdeponin, är en äldre deponi som var i drift år 1966-1973 och som idag är sanerad (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-09-13). På Stentippen placerades framför allt schaktmassor, men även rivningsavfall. Den innehöll både icke förorenade- och förorenade massor (Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-09-08). Stentippen var cirka 5 ha stor (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-09-13) och hade en volym på omkring 300 000 m³ (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-11-01). Deponin ligger på den västra delen av deponiområdet, väster om Välavägen. Vintern 2005-2006 sanerades deponin. De fyllnadsmassor som var förorenade togs bort och placerades på Filbornadeponin. Sammanlagt grävdes nästan 100 000 m³ bort. Det sanerade området täcktes efter åtgärderna med ett lager matjord och växter planterades på den gamla deponeringsplatsen (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-09-13). Stentippen kan emellertid inte helt uteslutas från läckage av förorenande substanser, även efter att den sanerats (Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-09-08).



Figur 15.2. (© Lantmäteriet Gävle 2009. Medgivande I2010/0047) Deponier och andra viktiga objekt på och kring Återvinningsanläggning Helsingborg. 1. Undersökningsområde. 2. Stentippen. 3. Filbornadeponin. 4. Rökilledepoin. 5. Den nya deponin. 6. Välabäcken. Streckad linje: Vattendelare i den ytliga berggrunden och i jordlagren (Jeppsson och Englöv, 2005 (I)).

De förorenade massorna i Stentippen är i dag sanerade, men det bör ändå påpekas att Stentippen saknar tätt bottenskikt och dräneringssystem, vilket gjorde att lakvatten från de förorenade massorna kunde läcka ut ur deponin (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-09-13).

15.1.5 Lakvattenhantering på Återvinningsanläggning Helsingborg

Lakvatten samlas upp i två punkter på Filbornadeponin, en på Rökilledepoin och en på den nya deponin (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-11-24). Vatten samlas även upp från behandlingsytor och andra hårdgjorda ytor inne på anläggningen. Undantag görs för det dagvatten som har sitt ursprung från entreområdet; detta vatten leds till den närliggande bäcken Väla bäck via Helsingborgs stads dagvattensystem. Därefter leds det till Helsingborgs reningsverk via det kommunala spillvattennätet, eller till det biologiska reningssystemet inne på avfallsanläggningen (Rönnols och Winkler, 2005).

Det lakvatten som samlas upp från Filbornadeponin och den nya deponin samt från behandlingsytor och liknande, behandlas genom en biologisk process som i tur och ordning inbegriper utjämning, luftning, sedimentation och lagring (Rönnols och Winkler, 2005) innan det leds vidare till Helsingborgs reningsverk. Lakvattnet från Rökilledepoin leds via en sedimentationsdamm till kommunens reningsverk (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR

AB, personlig kommunikation, 2010-11-24). Volymen på magasinen för lagring och behandling av lakvatten är sammanlagt omkring 70 000 m³ (Rönnols och Winkler, 2005).

NSR genomför en stor utredning för att ta fram tekniska alternativ för att ta hand om allt genererat lakvatten lokalt (Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-12-09). Försök med att behandla en del av lakvattnet på plats har gjorts (exempelvis genom att använda kvävehaltigt vatten för bevattning av grödor på området) och planer på att göra detta permanent finns (Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-09-08). Dessutom finns det planer på att behandlingen av lakvattnet från deponierna ska vara skild från dagvatten från behandlingsytor, eftersom deras kemiska sammansättning skiljer sig från varandra (Rönnols och Winkler, 2005).

15.2 Andra aktiviteter på Återvinningsanläggning Helsingborg

Förutom deponierna finns det bland annat en anläggning för rötning av matavfall till biogas, och en återvinningsanläggning på Återvinningsanläggning Helsingborg.

En anläggning för avfallsförbränning kommer att byggas på området sydöst om Filbornadeponin (Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-09-08). Den började byggas i september 2010 och planeras att vara i drift år 2013 (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-11-24). Under hösten 2010 pågår det provpumpningar av grundvattnet inför den planerade grundvattensänkning som krävs för att möjliggöra byggnation av en bunker för lagring av avfall. En grundvattensänkning på 10 m, som omfattar ett område på 20*40 m ska göras. Sänkningen är temporär och ska pågå fram till mars eller april år 2011. Det uppumpade grundvattnet leds till området kring Rökilledepoin, där det återinfiltreras ner i berggrunden (Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-08-10).

15.3 Föroreningskällor omkring Återvinningsanläggning Helsingborg

Inne på Återvinningsanläggning Helsingborg har sammanlagt nio stycken föroreningskällor definierats, vilka kan bidra till en spridning av förorenande substanser. Källorna är:

- Filbornadeponin
- Rökilledepoin
- Filbornadeponin etapp2 (Ljunghem)
- Stentippen
- Askdeponin
- Sakab-ytan
- Lakvattendammar
- Bevattning med lakvatten (härstammar från en testperiod på 90-talet)
- Avvattning av hårdgjorda ytor (bl.a. sorteringsplatta, behandling av förorenad jord)

(Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-11-12)

Flertalet av de ovanstående källorna har redan nämnts, men några ord om Askdeponin och Sakabytan är på sin plats. I Askdeponin placerades aska från förbränning av kol, med start år 1984. Där finns också flygaska, produkter från avsvavlingsprocesser och bottenaska från Västhamnsverket, Israelverket samt Perstorp, Klippan. Utöver askan finns även asbest på platsen. På Sakab-ytan lagrade Sakab metallhydroxidslam som hade mycket höga metallhalter. I dag är slammet borta och ytan används för lagring av trä. (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-12-13) Då Sakab använde ytan

var den tät och hade ett separat dagvattensystem. Det gör att Magnus Lindsjö (utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-12-13) bedömer att endast ett lågt läckage skedde från området.

Utanför Återvinningsanläggning Helsingborg är de viktigaste föroreningskällorna det närliggande Väla industriområde samt Vålavägen (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010; Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-11-12). Endast lätta industrier finns i det industriområde som ligger i anslutning till Filborna avfallsanläggning (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-08-31). Salt och tungmetaller från Vålavägen och från dagvatten som samlats upp i industriområdet kan spridas till grund- och ytvatten och bidra till den föroreningssituation som finns i området.

15.3.1 Dagvatten från Vålavägen

Spridning av vägsalt är ett reellt hot mot vattenförekomster. Det är ett så allvarligt hot att en utredning av vägsaltets skadlighet har gjorts på KTH på uppdrag av Vägverket (nuvarande Transportstyrelsen) (Institutionen för Mark- och Vattenteknik, KTH, 2010). Det som framkommer i denna studie är att spridningsförutsättningarna till stor del påverkar hur skadligt vägsaltet är för dess omgivning. En koncentrationsgradient som minskar exponentiellt med avståndet till vägen kan ses i grundvattnet, då spridning av vägsalt till omgivningen äger rum (Lundmark, 2003). Därför borde, om spridning av vägsalt bidrar till grundvattenföroreningar i området kring Återvinningsanläggning Helsingborg, en sådan gradient kunna urskiljas om den inte överträffas av saltkoncentrationerna som har sitt ursprung från deponierna. Hur höga koncentrationer som uppstår i marken kring en väg, beror dock till stor del på mängden salt som appliceras på vägen och på spridningsförutsättningarna i området (Lundmark, 2003).

Om spridning av vägsalt sker till Väla bäck, borde toppar i den uppmätta konduktiviteten kunna urskiljas då töväder inträffar efter perioder med köldgrader, då saltning av vägar och andra hårdgjorda ytor skett. Transportsträckan mellan vägarna och Väla bäck är kort, vilket innebär att tiden mellan det att töväder inträffar och att en respons kan urskiljas i bäcken bör vara relativt kort.

Även andra substanser än vägsalt kan spridas från Vålavägen. Ingen kartläggning av de föroreningar som sprids från Vålavägen har gjorts (Erik Persson, miljöinspektör på Helsingborg stads miljöförvaltning, personlig kommunikation, 2010-11-17). Därför används i stället generella data på dagvatten från vägar, framtagna av Larm (2008). Eftersom omkring 10 000 bilar passerar Vålavägen varje dygn (Göran Persson, trafiksamordnare på stadsbyggnadsförvaltningen i Helsingborgs stad, personlig kommunikation, 2010-11-18), används schablonvärden framtagna för vägar av denna storlek. Värdena redovisas i tabell 15.1. De parametrar som studeras i grundvattnet i kapitel 22 är TOC, ammonium och konduktivitet. Vad gäller ytvatten, analyseras konduktiviteten samt koncentrationerna av koppar, bly, zink, ammoniumkväve, nitrat- och nitritkväve, totalkväve, totalfosfor, suspenderade ämnen, sulfat, TOC och klorid. Schablonhalter för flertalet av dessa substanser finns i tabell 15.1. Emellertid har inga schablonvärden för kloridhalten, konduktiviteten, sulfat- eller ammoniumkoncentrationen hos dagvatten kunnat hittas.

Tabell 15.1 (Larm, 2008). Schablonvärden för koncentrationerna av kväve och TOC i dagvatten från vägar och industriområden.

Substans	Vägar (10 000 fordon/dygn)	Industriområden
N-tot (mg/l)	1,8	1,8
TOC (mg/l)	25	24
P-tot (mg/l)	0,18	0,3
Pb (µg/l)	17	30
Cu (µg/l)	51	45
Zn (µg/l)	89	270
SS (mg/l)	89	100

15.3.2 Dagvatten från Väla industriområde

Studier har gjorts på spridningen av enstaka substanser, som kobolt och tillsatsämnen till plaster, från industriområdet väster om Avfallsanläggning Helsingborg. Emellertid har inga generella kartläggningar av den kemiska sammansättningen på dagvatten från industriområdena som omger avfallsanläggningen gjorts (Erik Persson, miljöinspektör på Helsingborg stads miljöförvaltning, personlig kommunikation, 2010-11-16). Därför används i stället generella data på dagvatten från industriområden, vilka kan ses i tabell 15.1 ovan.

16. Geologi och hydrogeologi kring Återvinningsanläggning Helsingborg

De regionala geologiska och hydrogeologiska förhållandena i Helsingborgsområdet har utretts av bland andra Jeppsson och Englov (2005 (I)). Enligt Jeppsson och Englov (2005 (I)) är de lokala hydrogeologiska förhållandena kring Återvinningsanläggning Helsingborg beroende av de regionala förhållandena. Dock är endast de lokala förhållandena relevanta för förorenings-spridningen från deponierna på återvinningsanläggningen. Därför behandlas endast dessa mera ingående här. För mera information om de regionala förhållandena hänvisas den intresserade läsaren till exempelvis rapporten av Jeppsson och Englov (2005 (I)).

Resistivitmätningar gjorda av Janson och Kandre (1997) samt Jansson och Wisén (1998) har visat en förekomst av lakvatten i området nordväst om deponiområdet, det vill säga nedströms deponiområdet. Därför undersöktes denna area mera noggrant av Jönsson år 2002 och Nilsson år 2009. Sweco Viak (Jeppsson och Englov 2005 (III)) har gjort en resistivetsmodell över samma område, vilken baseras på resistivitmätningar gjorda av Janson och Kandre (1997), Jönsson (2002) och Jeppsson och Englov (2005 (II)). Spridningsförhållandena i ett område är mycket relevanta för att avgöra vilka föroreningar som kommer att sprida sig och hur långt dessa kommer att röra sig, vilket behandlas i kapitel B2 i bilaga 2. Den modell över området som har tagits fram av Nilsson (2009) och Jeppsson och Englov (2005 (III)), redovisas därför nedan.

16.1 Beskrivning av Filbornaområdet

Filborna ligger på den nordöstra delen av Helsingborgsryggen, vilket gör att markytan generellt lutar mot nordost, från 50 möh söder om Filborna, till 15 möh vid Holk. (Holk ligger under E4-skylden i det övre högra hörnet av figur 15.1.) En konceptuell modell över området kan ses i figur 16.1 nedan.

16.1.1 Berggrund

Berggrunden är sedimentär och växellagrad, med omväxlande sandiga och leriga lager med en mäktighet på vardera cirka 5-20 m. De ytliga lagren av berggrunden är sandiga. Mäktigheten på dessa lager är maximalt ungefär 10 m. I de sydöstra delarna är berggrundens yta högre än vad den är i resten av området och den är också mera konsoliderad där (Jeppsson och Englöv, 2005 (I); Janson och Kandre, 1997).

Hög tektonisk aktivitet har förekommit i området kring Filborna; en tektonisk zon skär genom Filbornaområdet i nordnordvästlig till sydsydöstlig riktning och i områdets nordöstra del finns ett antal mindre förkastningar. Väla bäcks ravin har troligtvis uppkommit bland annat på grund av tektonisk aktivitet (Jeppsson och Englöv, 2005 (I)). Denna ravin sträcker sig under de tre deponierna Stentippen, Filbornadeponin samt Rökilledepoin och har en stor betydelse för lakvattenspridningen i området (Dittrich, 1998).

16.1.1.1 Berggrund nordväst om deponierna

Berggrunden består till största del av mo- och sandsten, men även silt- och lersten finns i det undersökta området (Nilsson, 2009; Jeppsson och Englöv, 2005 (III)). I den nordvästra delen av det undersökta området är berggrunden mera lerig, medan den är moig och sandig i sydost (Jeppsson och Englöv, 2005 (III)). Den övre delen av berggrunden består av mekaniskt vittrad mo- och sandsten (Janson och Kandre, 1997). Genom området leder en dalgång från sydost till nordväst. Dalgångens sydöstra sida är ganska brant, medan den motsatta sidan är flackare (Nilsson, 2009). Även i de sydöstliga delarna av dalgången är berggrunden lerig, vilket indikeras av låg resistivitet (Jeppsson och Englöv, 2005 (III)).

Den resistivitetsmodell som Jeppsson och Englöv (2005 (III)) utfört indikerar att berggrunden ligger ytligt i en stor del av den nordöstra delen av det undersökta området; detta område sträcker sig från cirka 70 m från Diabasgatan och 500 m åt sydväst (se figur 15.2). Även borrhningar utförda av Janson och Kandre (1997) visar att jordlagrets mäktighet i den norra delen av undersökningsområdet är liten. Berggrunden består i detta område, enligt Jeppsson och Englöv (2005 (III)), troligtvis av mo- och sandsten. Även i den södra delen av det undersökta området ligger berggrunden ytligt (Jeppsson och Englöv, 2005 (III)). Förkastningar med en riktning från nordväst till sydost sträcker sig, enligt Jeppsson och Englöv (2005 (III)), genom området.

16.1.2 Jordlager

De jordarter som finns är främst morän av varierande kvalitet, lerig morän dominerar dock. Kring Väla bäcks lopp förekommer svall- och svämsediment. I Väla bäcks gamla fåra är jorddjupen stora; de kan vara upp till 20 m (Jeppsson och Englöv, 2005 (I)).

16.1.2.1 Jordlager nordväst om deponierna

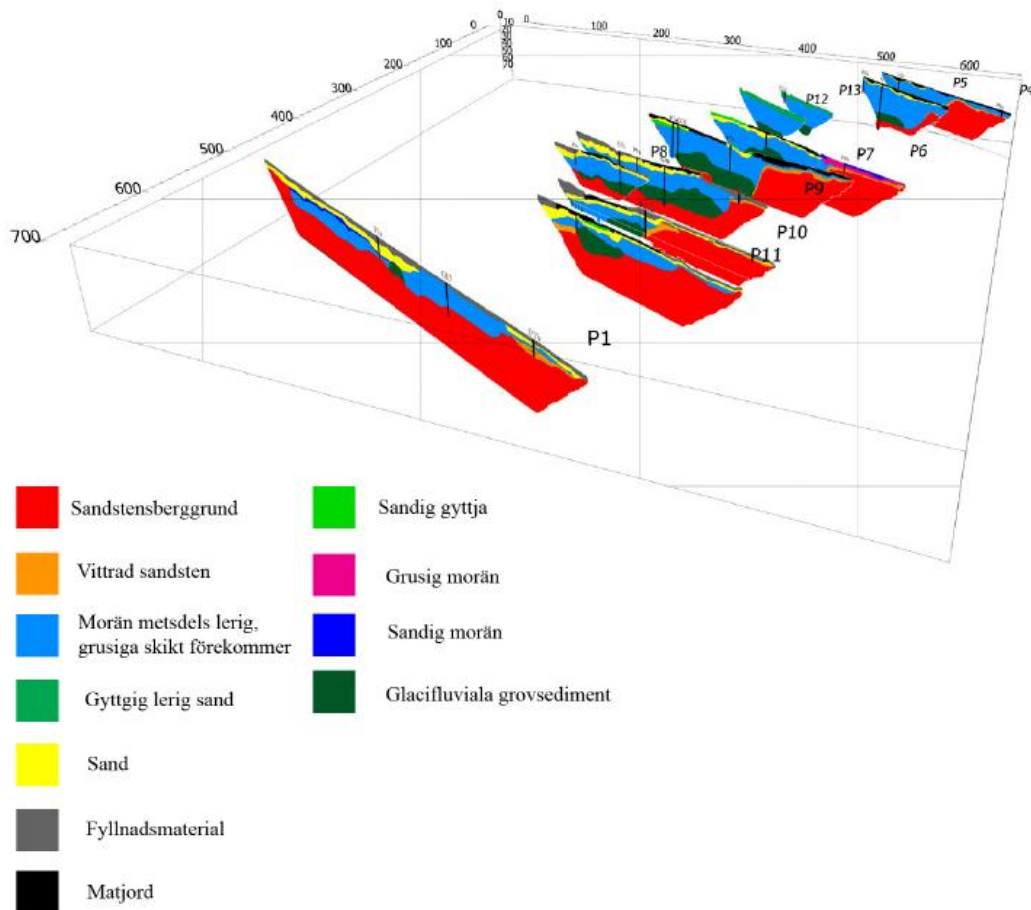
Den sammanlagda mäktigheten på de lager som överlagrar berggrunden ökar med avståndet från deponin och är från ett par meter till 24 m eller mer (Nilsson, 2009). I området kring korsningen mellan Grusvägen och Basaltgatan (se figur 15.2) är avståndet mellan berggrunden och markytan dock endast ungefär 1 m. Detta har fastslagits genom geotekniska undersökningar och resistivitmätningar.

Överst ligger fyllnadsmaterial, matjord eller torv och gjyttja. Det senare har skapats vid den översvämningsyta kring Väla bäck, som ligger på fältet sydost om Grusvägen, mellan brunnarna G4 och GV31. Organiskt material, som gjyttja, förekommer i de yttre delarna av

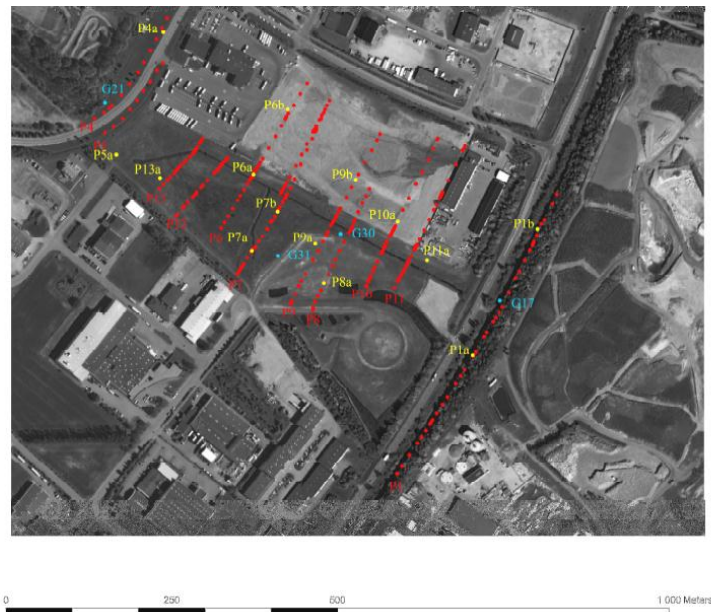
våtmarken (Nilsson, 2009). I samband med anläggningen av motorbanan, som ligger i nordöst, placerades fyllningsmassor där (Jeppsson och Englöv, 2005 (III)).

På somliga ställen underlagras det översta lagret med fyllnadsmaterial, matjord eller igenväxningslagerföljd av svall- och svämsediment (Jeppsson och Englöv, 2005 (III)). Sedimenten förekommer i form av sand i mäktigheter mellan en decimeter till omkring fyra meter över hela det undersökta området (Nilsson, 2009). Grovsediment i form av isälvsavlagringar ligger i dagen i den sydvästra delen av det undersökta området; även här finns en avsaknad av sandtäckte (Jeppsson och Englöv, 2005 (III)).

Under sandlagret eller grovsedimenten finns det ett moränlager. Moränens sammansättning varierar mycket; allt ifrån grusig och sandig morän till lerig moig morän och morängrovlera förekommer (Jeppsson och Englöv, 2005 (I); Nilsson, 2009). Dittrichs (1998) analyser indikerar att den dominerande jordarten är lerig morän, vilken är mellanlagrad av sandiga och grusiga skikt. Detta bekräftas även av Jeppsson och Englöv (2005 (I)).



Figur 16.1. (Nilsson, 2009, efter tillstånd av Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, 2010-12-02.) Konceptuell modell över undersökningsområdet. Profilernas geografiska läge kan ses i figur 16.2.



Figur 16.2. (© Lantmäteriet Gävle 2009. Medgivande I2010/0047; Nilsson, 2009, efter tillstånd av Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, 2010-12-02.) Skiss över hur de profiler av bland annat resistivitet som gjordes av Nilsson (2009).

I dalgången som är Väla bäcks naturliga lopp, mellanlagras berget och moränen av stenigt och blockigt glacifluvialt material. Det har bland andra Nilssons (2009) och Dittrichs (1998) borrhningar visat. Det glacifluviala materialet består av sorterad sand och grus (Jeppsson och Englov, 2005 (III)) och dess utbredning och mäktighet är osäker, men Nilssons (2009) tolkning är att dess omfattning ökar med avståndet från deponin och är störst i undersökningsområdets mitt. Jeppsson och Englov (2005 (III)) konstaterar att isälvsavlagringar respektive moig morän går i dagen i de sydvästra respektive norra delarna av det undersökta området och att hög resistivitet, vilket tolkas som förekomst av isälvsavlagringar och morän, även förekommer kring Väla bäckens sträckning (Jeppsson och Englov, 2005 (III)).

Mäktigheten på lagret av morän och isälvsavlagringar varierar i undersökningsområdet mellan 1 och 20 m. Det är mäktigast i områdets mitt, där Väla bäck rinner, och längs den dalgång som sträcker sig åt nordväst. I de nordöstra respektive sydvästra delarna av det undersökta området tunnas moränlagret ut (Nilsson, 2009). Jeppsson och Englov (2005 (III)) är osäkra på hur de resistivitetsmätningar som utförts av Janson och Kandre (1997) ska tolkas, vad gäller isälvsavlagringarna längst i sydost.

Morän- och isälvsavlagringslagret ligger direkt på berggrunden (Nilsson, 2009). Borrloggar från borrhningarna av brunnarna GV21 och GV30 indikerar att isälvsavlagringar ligger precis ovanför berggrundens yta, men de låga resistiviteterna som uppmätts vid resistivitetsmätningarna motsäger detta. Låg resistivitet kan orsakas av lakvattenpåverkan eller av leriga geologiska material. De låga värdena kan alltså bero på förekomst av lakvatten, men längre åt nordväst ökar resistivitetsvärdena igen. Det kan förklaras med att isälvsavlagringarna upphör, med att de geologiska förhållanden ändras eller genom att lakvattnets inverkan minskar (Jeppsson och Englov, 2005 (III)).

17. Skyddsvärda grund- och ytvattenförekomster som kan hotas av lakvatten

Nedan presenteras de skyddsvärda grund- och ytvattenförekomster som kan hotas av lakvatten från föroreningskällorna på Återvinningsanläggning Helsingborg.

17.1 Ytvatten

I området kring Helsingborg finns inga sjöar. Emellertid förekommer det en mängd ytvattendrag. Ytvattnet rinner antingen söderut till Öresund eller till Vegeån i norr, som mynnar ut i Skälderviken. De ytvattenförekomster som finns i närheten av Återvinningsanläggning Helsingborg är Tostarpsbäcken, Väla bäck och Lussebäcken. Tostarpsbäcken är mycket liten och ligger nordost om deponin. Lussebäcken börjar söder om Hjortshögsvägen och rinner söderut till Öresund, medan Väla bäck flyter åt nordväst och rinner ut i Hasslarpsån. Hasslarpsån rinner i sin tur till Vege å, vilken mynnar ut i Skälderviken (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-11-24).

17.1.1 Skyddsvärda ytvattenförekomster som löper en risk att skadas av lakvatten

Baserat på de hydrogeologiska förhållandena kring Återvinningsanläggning Helsingborg, är Väla bäck och dess förlängning Hasslarpsån (Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna. 2009 (I)) de ytvattenförekomster som kan skadas av lakvattenpåverkan. Tostarpsbäcken är belägen nordväst om Återvinningsanläggning Helsingborg och rinner åt sydväst, tvärt emot grundvattenriktningen i detta område. Därför bör ingen spridning av lakvatten till Tostarpsbäcken kunna ske. Inte heller Lussebäcken är utsatt för lakvattenspridning. Vid enstaka provtagningar i Tostarpsbäcken, utförda av NSR, har inga värden som tyder på lakvattenpåverkan registrerats (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-11-02).

17.1.2 Väla bäck och Skavebäcken

Genom Återvinningsanläggning Helsingborg rinner Väla bäck (nummer 6 i figur 15.2). På grund av de hydrogeologiska förhållandena i området samlas en stor del av det genererade yt- och grundvattnet i Väla bäck. Ursprungligen gick Väla bäcks fåra rakt igenom den plats där Filbornadeponin och Rökilledepoin i dag ligger, men efterhand som avfallsmängderna ökade, behövde man mer plats för deponering av avfall. Därför kulverterades bäcken. När kulverteringen gjordes är oklart, men troligtvis var det i mitten av 1960-talet. Deponeringen fortgick ovanpå den nya kulverten, vilken ansågs vara tät. Dock upptäckte man att så inte var fallet; lakvatten läckte in i Väla bäck, som förorenades. För att åtgärda problemet grävdes bäckens lopp om, så att dess fåra nu passerar deponin runt dess norra fot innan bäcken fortsätter åt nordväst (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-09-13). Omläggningen av bäcken gjordes troligen i mitten av 1970-talet. På grund av expansion av de delar av industriområdet som ligger väster om Återvinningsanläggning Helsingborg, kommer mängden dagvatten som genereras att öka. För att utjämna vattenflödena i Väla bäck och för att förbättra vattenkvaliteten i bäcken genom sedimentation, har en damm grävts ut bredvid Väla bäcks lopp 700 m nedströms Grusvägen (Visit på NSR AB, 31 augusti; Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-11-24).

17.1.2.1 Skyddsvärde

Vid utvärderingen av Väla bäcks kemiska- och biologiska status, har Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna (2009 (I)) slagit samman analysen av denna bäck med Skavebäcken. Därför utreds Skavebäckens status nedan, men de värden som anges är giltiga även för Väla bäck eftersom den ingår i bedömningen. En sådan hopslagning är inte oproblematis, eftersom Väla bäck och Skavebäcken har olika karaktärsdrag, men den är nödvändig för att en bedömning av Väla bäck ska kunna ske. Eftersom Skavebäcken inte anses vara konstgjord eller kraftigt modifierad, klassas den av Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna (2009 (I)) som en naturlig vattenförekomst. Detta gör att den ingår i de vattenförekomster som enligt målsättningarna ska ha en god vattenkvalitet senast år 2015 (2000/60/EG). Dessutom ligger skyddade områden i bäckens närhet; den är ett "tillrinningsområde till vatten som avloppskänsliga för kväve". Vidare är inlandsvattnen i Sverige klassade som känsliga i allmänhet och känsliga för fosfor (Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna, 2009 (I)). Även om inga känsliga arter eller andra övriga skyddsvärda objekt har påträffats i Skavebäckens närhet, innebär klassificeringarna ovan att bäcken bör skyddas från förorenande substanser, enligt den bedömning som görs i vattendirektivet (2000/60/EG) och därmed av Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna (2009 (I)). Dock har Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna (2009 (I)) beviljat en tidsfrist (se kapitel 17.2.1.2), vilket gör att målen för god ekologisk status i bäcken inte behöver uppfyllas förrän år 2021. Det signalerar att de inte anser att bäckens skyddsvärde är särskilt stort.

17.2.1.2 Status, Skavebäcken

För Skavebäcken konstaterar Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna (2009 (I)) att deras kvalitetskrav för god kemisk ytvattenstatus gällande kvicksilver och kvicksilverföreningar inte uppnås:

Halterna av kvicksilver och kvicksilverföreningar i vattenförekomsten bör inte öka till den 22 december 2015, i förhållande till de halter som har legat till grund för vattenmyndighetens statusklassificering av kemisk ytvattenstatus inklusive kvicksilver och kvicksilverföreningar 2009 (Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna, 2009 (I)).

Skavebäckens övriga kemiska ytvattenstatus (exklusive kvicksilver) bedöms dock som god enligt NFS 2008:1, kap. 3, § 4 (Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna, 2009 (I)).

Skavebäckens samlade ekologiska status klassificeras som dålig och Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna (2009 (I)) anser att det är orimligt att det går att uppnå en god ekologisk status till år 2015. Därför har uppfyllandet av denna miljö kvalitetsnorm fått en tidsfrist till år 2021 (Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna, 2009 (I)). De biologiska kvalitetsfaktorerna som ingår i den ekologiska statusen är dåliga, vilket baseras på provfiske, där endast mycket få eller inga fiskar påträffats (ål och småspigg). Motsvarande värden för de allmänna kemisk-fysikaliska kvalitetsfaktorerna, samt vad gäller förurning, är däremot goda (Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna, 2009 (I)).

Skavebäcken bedöms av Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna (2009 (I)) som känslig för fosfor och kväve. Vad gäller miljöproblem i bäcken, orsakas de främst av övergödning och av miljögifter (Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna, 2009 (I)).

17.2.1.3 Skada på Väla- och Skavebäcken

Det är av vikt att påpeka att inga platsspecifika gränsvärden för förorenande substanser i ytvattnet i Filbornadeponins närhet har upprättats vid NSR:s tillståndsansökan för deponeringsverksamhet men att riktvärden ska tas fram innan december år 2012. Det framgår vid ett yttrande till miljödomstolen som NSR gjorde hösten 2010 (Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-12-09). Därför kan inte några sådana gränsvärden användas för bedömning av skada på Väla bäck.

Eftersom det främsta skyddsvärdet hos Skavebäcken, och därmed i Väla bäck, är att den ska ha uppnått god ekologisk status senast år 2021, är det också den bedömning av skada som Naturvårdsverket (2007) gör, som måste vara gällande för Väla bäck (se även kapitel 13.1, 13.2 samt 14).

17.2 Grundvatten

Grundvattensituationen i Filbornaområdet är komplex; ett flertal undersökningar har gjorts av området, och ändå är bilden över grundvattenakviferernas läge och egenskaper inte helt klar. I jordlagren i Filbornaområdet finns minst två akvifärer och i berggrunden finns det minst sex stycken (Jeppsson och Englov, 2005 (I); Peter Englov, Civ.ing., seniorkonsult, Sweco Environment AB, Malmö, personlig kommunikation, 2010-12-06).

De ytligare grundvattenakvifärer som finns i de västra delarna av Filbornaområdet har, enligt Peter Englov (Civ.ing., seniorkonsult, Sweco Environment AB, Malmö, personlig kommunikation, 2010-12-06) endast låg hydraulisk kontakt med de akvifärer som ligger i öster. Detta beror på förekomst av avskärande förkastningar. Den regionala flödesriktningen hos det djupa grundvattnet är västerut, men lokalt följer både ytvattnet och det ytliga grundvattenflödet de olika jordlagrens topografi. Söder om vattendelaren som kan ses i figur 15.2 strömmar grundvattnet ner mot Väla bäck, medan grundvattengradienten norr om vattendelaren är brantare och vattnet strömmar här ner mot artesiska områden som ligger nordost om Kropp. Grundvattengradienten är riktad åt nordväst nära Väla, men längre nedströms viker grundvattnet troligtvis av åt nordost (Jeppsson och Englov, 2005 (I)).

17.2.1 Hydrogeologi nordväst om deponierna

För att förstå spridningsförhållandena i jordlager och berggrund nedströms Återvinningsanläggning Helsingborg, är det nödvändigt att utreda de lokala grundvattenförhållandena. Grundvattengradientens riktning är åt nordväst (Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-08-23).

Grundvattennivån i området nordväst om deponierna är hög; Nilsson (2009) konstaterar att den på många platser är belägen strax under marknivån. Lokalt följer det ytliga grundvattenflödet därför de olika jordlagrens topografi. Därför kommer grundvattnet till deponiområdet från norr och söder (Janson och Kandre, 1997; Jeppsson och Englov, 2005 (I)) och rinner sedan mot Väla bäck nordväst om deponin och mot Tostarpsbäcken nordost om densamma (Nilsson, 2009).

Inom området nordväst om deponierna finns ett antal akvifärer vilka ligger på minst två olika djup (Peter Englov, Civ.ing., seniorkonsult, Sweco Environment AB, Malmö, personlig kommunikation, 2010-12-10), dock är det hydrauliska sambandet mellan de olika akvifererna oklart (Nilsson, 2009; Janson och Kandre, 1997). Ett flertal olika studier av området har lett till delvis skilda slutsatser angående grundvattensituationen. De senaste rönen är dock att grundvattnet nedströms deponierna i huvudsak rör sig i det glacifluviala material som finns i

Väla bäcks erosionsdal. Även i de översta jordlagren och i berggrunden finns det vattenförande lager (Peter Englöv, Civ.ing., seniorkonsult, Sweco Environment AB, Malmö, personlig kommunikation, 2010-11-02).

17.2.1.1 Jordakvifärer

De olika akvifärerna kan ses i figur 17.1. Den övre jordakvifären, vilken hädanefter också kommer att benämnas akvifär A, är öppen och är belägen i ett lager av sandig morän och postglacial sand, medan den undre jordakvifären, vilken hädanefter även kommer att benämnas akvifär B, påträffas i de glacifluviala lager som finns i Väla bäcks gamla fåra (Jeppsson och Englöv, 2005 (I)). Ett lågpermeabelt lager av mestadels lermorän, som på vissa ställen är så tunt att det där är semipermeabelt, finns mellan de övre och de undre jordgrundvattenreservoarerna (Nilsson, 2009). Den övre jordakvifärens trycknivåer är ungefär en meter under marknivån (Jeppsson och Englöv, 2005 (I)). Den hydrauliska trycknivån i den undre jordakvifären är högre än i de ovanliggande lagren, vilket innebär att grundvatten strömmar uppåt, ut ur den undre slutna jordakvifären (Jeppsson och Englöv, 2005 (I)). Att det finns ett övertryck i de delar av det glacifluviala materialet som är närmast Väla bäck har stor betydelse för transporten av föroreningar till Väla bäck. Dock är läckaget litet, eftersom de mellanliggande lagren har låg permeabilitet (Jeppsson och Englöv, 2005 (I)).

På grund av att kornstorleken på det glacifluviala materialet är så grov, borde dess hydrauliska konduktivitet, enligt Nilsson (2009) vara hög. Det höga grundvattenflöde som är följden av detta gör, i kombination med en stor hydraulisk gradient, att stor spridning av föroreningar sker, men att de späds ut i hög grad (Nilsson, 2009).

17.2.1.2 Bergakvifärer

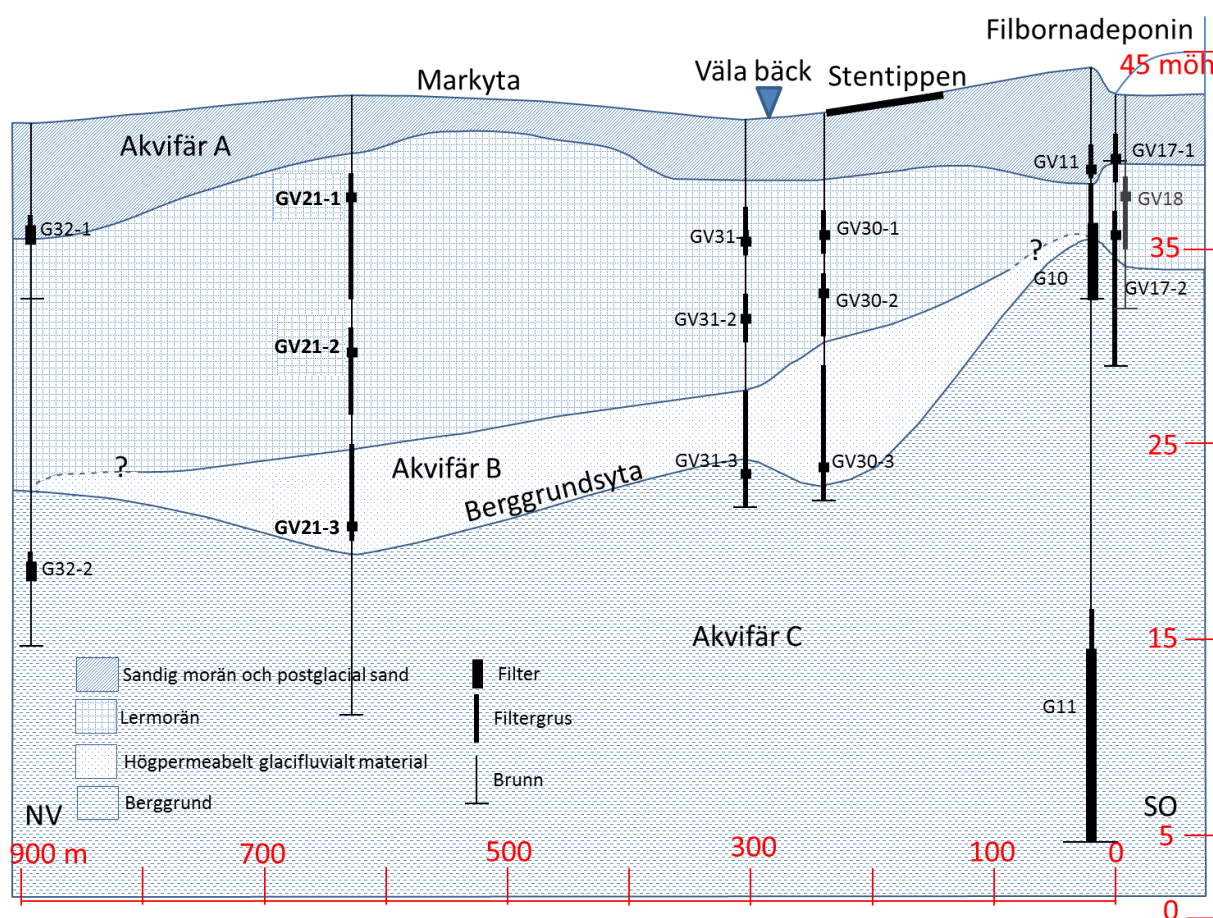
I berggrunden är det främst den övre, vittrade delen som för vatten, men även längre ned (på upp till mer än 100 meters djup) finns det flera underlagrande akvifärer, eftersom de sedimentära bergarterna i vissa fall har hög permeabilitet (Jeppsson och Englöv, 2005 (I)). I berggrundens vittrade översta del finns det en sluten akvifär, som är 5-10 m djup och som underlagras av ett lager med skifferlera. Denna akvifär kommer hädanefter även benämnas akvifär C och kan ses i figur 17.1. Det tätande lagret gör att mycket låg hydraulisk kontakt finns mellan denna akvifär och underliggande akvifärer, men hydraulisk kontakt finns mellan denna akvifär och de överliggande jordakvifärerna. Läckage uppåt till jordakvifärerna sker från vissa delar av berggrunden (Jeppsson och Englöv, 2005 (I)).

Generellt sett är den hydrauliska ledningsförmågan i berggrunden mycket god. Det indikerar, enligt Jeppsson och Englöv (2005 (I)) att en stor sprickporositet finns. De förkastningar som finns i berggrunden, vilka avhandlas av bland andra Jeppsson och Englöv (2005 (I)), komplicerar den hydrauliska bilden. De förkastningsområden med låg permeabilitet som förekommer i området kan uppträda som barriärer för grundvattentransport (Jeppsson och Englöv, 2005 (I)).

17.2.1.3 Profil över området nordväst om Filbornadeponin

Figur 17.1 visar en profil över området nordväst om Filbornadeponin, i sydostlig till nordvästlig riktning. Profilens vertikala skala skiljer sig från den horisontella. Som underlag till figuren har den sammanställning av provtagningsbrunnarna omkring Återvinningsanläggning Helsingborg som gjorts av Englöv (2010) i första hand använts. Även de provborrningar som gjorts av Nilsson (2009) har använts som underlag. Borrloggar av Nilsson (2009) samt Dittrich (1997) har också varit användbara källor. De senare finns som en bilaga till Nilssons (2009) rapport.

De akvifärer som har märkts ut är den övre- och undre jordakvifären (A och B), samt den översta bergakvifären (C). Nivåerna på lagergränserna är endast helt säkra på de platser där brunnarna finns. Där emellan har interpolation gjorts. För akvifär B är mäktigheten och den horisontella utbredningen oklar i dess ytterkanter. Nivån för lagergränserna för akvifär A i GV18 har inte hittats och har därför approximerats med nivån i GV17. Utbredningen av akvifär A i grundvattenprofilen har baserats på borrhloggarna; akvifär A antas vara belägen i de översta sandiga lagren. Enligt Englöv (2010) tar flera brunnfilter vatten från akvifär A (se tabell 18.1), men för vissa av dessa filter anges det i borrhloggarna att de har anlagts i lermoränen under de sandliga lagren. Att Englövs (2010) slutsatser om varifrån brunnarna tar vatten inte är samstämmig med borrhloggarna, beror till stor del på att den nedre gränsen av akvifär A inte är klart definierad och på att transport av vatten sker även genom moränlagren (Peter Englöv, Civ.ing., seniorkonsult, Sweco Environment AB, Malmö, personlig kommunikation, 2010-11-02).



Figur 17.1. Tvärsnittsprofil av grundvattensituationen nordväst om Filbornadeponin.

I det område som har undersökts är vattentrycknivåerna i de djupare akvifärerna högre än trycket i akvifär A. Dock går det inte att separera trycknivåerna i akvifär B och C, eftersom brunnfilterna i flera fall penetrerar båda akvifärerna (Peter Englöv, Civ.ing., seniorkonsult, Sweco Environment AB, Malmö, personlig kommunikation, 2010-10-27). Trycknivån i den övre jordakvifären ligger någon meter under marknivån, medan trycknivåerna i de undre akvifärerna är någon meter högre än i akvifär A (Peter Englöv, Civ.ing., seniorkonsult, Sweco Environment AB, Malmö, personlig kommunikation, 2010-11-02).

Som kan ses i figur 17.1, sträcker sig filtergruset i vissa fall över akvifärsgränserna. Det gör att det blir en kommunikation i lodrät riktning mellan akvifärerna, vilket påverkar kvaliteten på det vatten som tas ur brunnarna (Peter Englov, Civ.ing., seniorkonsult, Sweco Environment AB, Malmö, personlig kommunikation, 2010-10-13).

De förenklingar som har gjorts vid konstruktionen av profilen är att de geologiska formationerna generaliserats; geologiska förekomster som bara förekommer i mindre omfattning har exkluderats. Vidare har endast tre akvifärer tagits med. Egentligen borde även djupare liggande slutna bergakvifärer synas i figur 17.1 (Jeppsson och Englov, 2005 (I)). Eftersom ingen brunn av Englov (2010) bedöms nå dessa akvifärer är de dock inte relevanta för sammanställningen av föroreningssituationen nordväst om Filbornadeponin. Alla provtagningsbrunnar nordväst om Filbornadeponin, bortsett från brunn G4, är medtagna i profilen. G4 är exkluderad eftersom dess djup är okänt. Profilen framställer brunnarna som om att de är placerade på en linje i två dimensioner, men det stämmer inte i realiteten. Brunnarnas placering i planet kan ses på kartan i Bilaga 6.

17.2.2 Skyddsvärda grundvattenförekomster och skada

De skyddsvärda grundvattenförekomster som finns omkring Återvinningsanläggning Helsingborg är, enligt Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna (2008), ur ett regionalt perspektiv Helsingborgssandstenen och jordlagerakvifären Ängelholm-Ljungbyhed (Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna, 2008). Gränsen för den sistnämnda akvifären ligger dock strax norr om Återvinningsanläggning Helsingborg, på andra sidan av den vattendelare för grundvattnet som finns i jord och ytlig berggrund (Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna, 2009 (III); Jeppsson och Englov, 2005 (I)), vilket gör att den med största sannolikhet inte riskerar att förorenas av lakvatten från deponierna. Detta bekräftas av undersökningar gjorda av Eken (1987).

Både Helsingborgssandstenen och grundvattenakvifären Ängelholm-Ljungbyhed är dricksvattentäkter och är därmed vattenskyddsområden (Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna, 2009 (II) och (III)).

Det antas att berggrundens övre akvifär omkring Återvinningsanläggning Helsingborg (akvifär C) tillhör Helsingborgssandstenen. Även om inget dricksvattenuttag från denna akvifär sker nära Återvinningsanläggning Helsingborg i dag, är det därför ändå viktigt att den skyddas från kontamination, eftersom den kan komma att användas för dricksvattenproduktion i framtiden.

De båda jordakvifärerna (A och B) är i dagsläget inte några dricksvattentäkter i närområdet till Återvinningsanläggning Helsingborg. Därför är de inte vattenskyddsområden enligt Vattenmyndigheternas och länsstyrelsernas (2009 (II)) bedömning. Inte heller enligt Naturvårdsverkets (Skogsjö, 2007) bedömningar har akvifärerna något högt skyddsvärde. Detta eftersom de ligger i ett industriområde, där i huvudsak yrkesverksamma människor relativt sällan exponeras för föroreningar i mark och vatten. Därför klassas platsen där akvifärerna finns enligt Naturvårdsverket (2009 (III)) som ett område med mindre känslig markanvändning.

Åsikterna om huruvida akvifär A och B är skyddsvärda varierar lite mellan de andra källor som studerats i denna rapport (se kapitel 9). Enligt WHO (2008, kap. 1) är människors hälsa ett skyddsvärde. Om det kan visas att inga människor riskerar att skadas av föroreningarna som finns i akvifär A och B, är akvifärerna enligt WHO:s (2008, kap. 1) bedömning inte

skyddsvärda. Samma bedömning görs av övriga myndigheter. Dock kan det förorenade grundvattnet tränga upp i Väla bäck, som enligt Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna (2009 (I)) bör ha en god ekologisk status. Även det faktum att den underliggande Helsingborgssandstenen kan skadas av akvifär A och B gör att det inte är helt okontroversiellt att kalla akvifärerna icke-skyddsvärda. Akvifär B ligger direkt på berget och det finns därför en stor risk att grundvatten från akvifär B kan tränga in i akvifär C. På motsvarande sätt finns det en risk att spridning sker från akvifär A, även om denna inte är lika stor. Flertalet av de källor som har undersökts, anger att förorenat grundvatten inte får riskera att skada ekosystem eller andra omgivande förekomster som är skyddsvärda. Det innebär att även akvifär A och B bör skyddas från inträngande förorenande substanser.

17.2.2.1 Status, Helsingborgssandstenen

Helsingborgssandstenen utgörs av sedimentära bergarter och akvifären har hög resistens mot förurning. På vissa platser kan sulfathalterna vara höga (Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna, 2009 (II)). Akvifärens kemiska och kvantitativa status är god, dock finns det en risk att Helsingborgssandstenens kvalitet inte bibehåller god status till 2015, på grund av de förorenande aktiviteter som pågår i området (Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna, 2009 (II)).

17.2.2.2 Skada på grundvattenakvifärerna

Enligt bedömningen som görs av alla myndigheter som studeras i den första delen av denna rapport, är dricksvattentäkter skyddsvärda. Skada på dricksvattentäkter bedöms, enligt alla undersökta källor, ha skett då halterna av olika kemiska substanser i grundvattnet överstiger riktvärden för dricksvattenkvalitet. Riktvärdenas nivå beror dock på vilken myndighet som tillfrågas.

För platser som klassas som områden med mindre känslig markanvändning, bör halterna av förorenande substanser inte överstiga de riktvärden som gäller för sådan markanvändning, eftersom skada då anses ha uppkommit enligt Naturvårdsverkets (2009 (III)) bedömning.

Om bedömningen att grundvattnet i akvifär A och B bör vara av så god kvalitet att det inte riskerar att skada Väla bäck eller akvifär C, är det SGU:s bedömning av grundvatten av god kvalitet (SGU-FS 2008:2) som gäller som gräns för skada på dessa akvifärer.

Det är av vikt att påpeka att inga platsspecifika gränsvärden för förorenande substanser i grundvattnet i Filbornadeponins närhet har upprättats vid NSR:s tillståndsansökan för deponeringsverksamhet (Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-11-16).

17.3 Spridningsförutsättningar mellan Väla bäck och grundvattnet

Om de hydrauliska gradienterna mellan grundvattnet och ytvattnet är riktade uppåt, sker ett läckage av grundvatten ut i bäcken. För att kartlägga var grundvattenläckage ut i bäcken sker, mätte Vanek och Englov (2006) därför de hydrauliska gradienterna och den elektriska konduktiviteten i Väla bäcks vatten och i porvattnet under åns botten. Förhöjd konduktivitet är ett relativt säkert tecken på lakvattenpåverkan, eftersom lakvatten innehåller höga halter av olika joner, exempelvis kloridjoner (Vanek och Englov, 2006). De resultat som Vanek och Englov (2006) fick fram, visar på att porvattnets konduktivitet är hög, vilket indikerar lakvattenpåverkan. Vidare kom emellertid Vanek och Englov (2006) fram till att sedimenten i Väla bäcks fåra har låg permeabilitet, framför allt i den del av Väla bäcks fåra som sträcker sig från Välavägen till Grusvägen. De hydrauliska tryckgradienterna uppmättes, på de ställen

där de var mätbara, som svagt positiva. Det innebär att grundvatteninträngning till bäckfåran sker, men att flödeshastigheterna är låga. Inga specifika tillrinningspunkter finns, men utflödet av grundvatten med hög konduktivitet är störst då Väla bäck rinner längs Vålavägen (Vanek och Englov, 2006) Resultatet bekräftar de slutsatser som Dittrich (1998) dragit.

18. NSR:s vattenövervakningsprogram

I det miljöledningssystem som NSR är certifierat inom, ingår en kontroll av de risker som verksamheten medför, vad gäller miljö och hälsa (Rönnols och Winkler, 2005). En del av detta är vattenövervakningsprogrammet, som har funnits sedan 1980 och som inkluderar övervakning av vattenförekomsterna i och kring Återvinningsanläggning Helsingborg (Janson och Kandre, 1997). Syftet med programmet är att utvärdera kvaliteten på lak-, yt- och grundvattnet (Janson och Kandre, 1997), enligt bestämmelserna i NFS 2004:10. Resultaten från dessa mätningar ligger till grund för de årliga miljörapporter som lämnas in till ansvarig myndighet (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-09-13).

I vattenövervakningsprogrammet ingår ett antal provtagningspunkter. 20 stycken provtagningspunkter finns för lakvatten och 11 stycken för ytvatten. Ett 40-50 tal olika observationsrör och brunnar finns på området (Vukicevic, 2007). Alla provtagningspunkter är inte i drift, men många används för mätning av grundvattenkvaliteten. Brunnarna och rören har satts i olika omgångar och i olika syften vilket gör att deras utformning och djup varierar. Endast de modernare brunnarna används för provtagning (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-09-13). I Bilaga 6 kan läget för provtagningspunkterna ses. Eftersom endast Väla bäck samt området nordväst om Filbornadeponin ska undersökas i denna rapport, är de provtagningspunkter som kommer att användas de som redovisas i tabell 18.1. Mer information om provtagningsprogrammet finns att tillgå i rapporten *Kontrollprogram för Filborna återvinningsanläggning* (Rönnols och Winkler, 2005).

Tabell 18.1. (Ändrad efter Rönnols och Winkler, 2005 samt Englöv, 2010). Provtagningspunkter för ytvatten och grundvatten som är relevanta för denna rapport. Var provtagningspunkterna är placerade kan ses i Bilaga 6. Förklaringar på akvifärsbeteckningarna kan ses i kapitel 17.2.1.1. För de akvifärshänvisningar som är följda av ett frågetecken finns det osäkerheter om vilken akvifär som brunnen står i förbindelse med. GV30-3 har endast en grusning i akvifär C.

Ytvatten

Beteckning	Placering
Y0	Väla bäck vid trafikplats Helsingborg Östra
Y1	Väla bäck vid Ljunghemsvägen uppströms Filborna-anläggningen
Y2	Väla bäck vid Vålavägen direkt nedströms Filborna-anläggningen
Y3	Väla bäck vid Grusvägen nedströms "Stentippen".
Y6	Väla bäck (mellan Y1 och Y2)

Grundvatten

Beteckning*)	F=fält-mätning A=lab-analys	Beskrivning	Andra beteckningar på punkten	Akvifär vilken brunnens filter har kontakt med
G5	F	Uppströms deponin, 1980	G2	A? och C?
GV0	F+A	Uppströms deponin, 1997	G0, enl. Dittrich, 1998	A och C
GV17-1, -2	F+A	Direkt nedströms deponin (två nivåer), 1997	G17 enl. Dittrich 1998	A resp. C?
GV18	F	Direkt nedströms deponin, 1997	G18 enl. Dittrich 1998	C?
G10	F	Väster om Vålavägen, vid Stentippen, 1986	G20-1 enl. Dittrich 1998	A
G11	F	Väster om Vålavägen, vid Stentippen, 1986	G20-2 enl. Dittrich 1998	C
GV21-1 -2, -3	F+A	Nedströms Stentippen (tre nivåer), 1997	G21 enl. Dittrich 1998	A, A resp. B
GV30-1, -2, -3	F+A	Nedströms Stentippen (tre nivåer), 1997	G30 enl. Dittrich 1997	A, A resp. B+ev. C
GV31-1,-2	F	Nedströms Stentippen (två nivåer), 1997	G31 enl. Dittrich 1998	A, A resp. B+C
G32	F+A	Nytt grundvattenrör nedströms rör G4		A resp. C

*) Brunnar betecknade med GV utförda 1997 av Dittrich

18.1 Provtagningsprogram, grund och ytvatten

En gång i månaden tas fältprov på grundvattnets konduktivitet, pH och temperatur (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-09-13; Rönnols och Winkler, 2005). Sex gånger per år mäts dessutom grundvattnets nivå (Rönnols och Winkler, 2005). Därtill görs labbanalyser av alkaliniteten samt av koncentrationerna av vissa metaller, olika former av kväve, fosfor, sulfat och TOC i vissa grundvattenrör en gång per år (NSR AB, 2010).

Det finns inga platsspecifika gränsvärden för halterna av förorenande substanser i grund- och ytvatten på området, men gränsvärden för ytvatten håller på att utarbetas och ska fastställas

innan den 31 december år 2012. Det framgår av ett yttrande till miljödomstolen som NSR gjorde hösten 2010 (Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-12-09). Om det upptäcks stora avvikelser i de uppmätta koncentrationerna, ska rapportering göras till länsstyrelsen och övervakningen ska utökas i samarbete med länsstyrelsen, i enlighet med de bestämmelser som antagits i NFS 2004:10 (Rönnols och Winkler, 2005).

Ytvattenprover tas på sex ställen längs Väla bäck. pH, temperatur och konduktivitet mäts en gång per månad, medan flödesmängden i bäcken mäts kontinuerligt i punkt Y9 (Rönnols och Winkler, 2005). Fyra gånger per år mäts alkaliniteten samt koncentrationerna av vissa metaller, olika former av kväve, fosfor, sulfat, BOD och TOC. Syrgashalten mäts 6 gånger per år, och oljeindex två gånger per år (NSR AB, 2010).

Recipientundersökningar av Väla bäck görs dessutom av Vegeåns vattenvårdsförbund och behovsstyrda kompletterande undersökningar görs av NSR och Helsingborgs kommuns miljöförvaltning (Rönnols och Winkler, 2005).

18.2 Kemiska analyser av lakvattnet

Det finns sju provtagningspunkter för kontroll av statusen på lakvattnet som uppstår på återvinningsanläggningen. Lakvattnet analyseras med avseende på ett stort antal ingående substanser. Intervallerna för provtagning av olika substanser varierar. Temperatur, pH och konduktivitet mäts en gång per vecka eller en gång varannan vecka. Analys av alkalinitet, metaller, BOD, TOC, kväve, fosfor och sulfat görs ungefär en gång per månad. Dessa parametrar analyseras i ett samlingsprov av alla lakvattenprov som har samlats upp en gång per vecka under en månad (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-11-24). Syrehalten analyseras en gång varannan månad, oljeindex en gång per halvår. Förekomsten av organiska ämnen, och organiska summaparametrar studeras en gång per år (NSR AB, 2010). Hur kontrollprogrammet av lakvatten från Filbornadeponin är utformat beskrivs närmare av Rönnols och Winkler (2005).

18.3 Mätningar som har gjorts för att registrera föroreningar

Utöver det ”normala” vattenövervakningsprogrammet har ett antal andra studier gjorts för att undersöka föroreningssituationen omkring Återvinningsanläggning Helsingborg. Flera undersökningar med geofysiska mätmetoder, provtagning i observationsrör och provborrningar har genomförts på området nordväst om Filbornadeponin, för att uppskatta lakvattenplymens utbredning. Genom att undersöka resistiviteten i grundvattnet, kan förekomst av föroreningar upptäckas. Undersökningarna har gjorts av Janson och Kandre (1997), Jansson och Wisén (1998), Jönsson (2002) samt Nilsson (2009). Kompletterande undersökningar har gjorts av Jeppsson och Englöv (2005 (II)), för att möjliggöra en tredimensionell resistivitetsmodell över området. Mer om dessa metoder och vad de resulterade i kan läsas i rapporter av Janson och Kandre (1997), Jansson och Wisén (1998), Jeppsson och Englöv (2005 (II)) samt Nilsson (2009). De slutsatser som framkommit vid dessa undersökningar ligger delvis till grund för denna rapport.

Vad gäller kemiska parametrar finns det en mängd nyckelparametrar, vilka kan användas för att påvisa föroreningar i allmänhet och lakvattenspridning i synnerhet.

Dittrich (1998) använde i sin studie av föroreningssituationen kring Återvinningsanläggning Helsingborg bland annat redoxförhållandena samt nyckelparametrarna bor, AOX, elektrisk konduktivitet och flyktiga ämnen som indikatorparametrar (Dittrich, 1998).

19. Slutsatser som dragits från resultaten av undersökningar med geofysiska mätmetoder

Konduktiviteten hos förorenat vatten är högre än i ”rent” vatten, eftersom mängden joner är större i förorenat vatten (Nilsson, 2009). En tydlig indikator på lakvattenpåverkan är därför förhöjd elektrisk konduktivitet, till följd av en förhöjd jonkoncentration. Den elektriska konduktiviteten är starkt förbunden med resistiviteten. Därför kan geofysiska mätmetoder som bygger på registrering av resistiviteten användas för att kartlägga lakvattenspridning.

Det som framkommit från de geofysiska undersökningar som gjorts i området, är att låga resistivitetvärden (vilket har tolkats som förekomst av lakvattenpåverkan) finns i ett stråk som ligger 10-20 meter under markytan (det vill säga i alla tre akvifärerna) och som sträcker sig åt väst-nordväst bort från deponiområdet, fram till Grusvägen (Jeppsson och Englov, 2005 (II)). Jeppsson och Englov (2005 (II)) tror dock inte att det är omöjligt att lakvatten kan påträffas längre bort, om andra detektionsmetoder används. Jeppsson och Englov (2005 (II)) anser att de mycket låga resistivitetvärden som uppmätts mellan Filbornadeponin och Stentippen och några hundra meter väster om den senare indikerar stark lakvatteninverkan i detta område (Jeppsson och Englov, 2005 (II)). Föroreningarna har, enligt Nilsson (2009), sitt ursprung från Filbornadeponin och troligtvis även från Rökilledepoin, medan Nilsson (2009) avfärdar Vålavägen som föroreningskälla.

19.1 Spridning i horisontalled

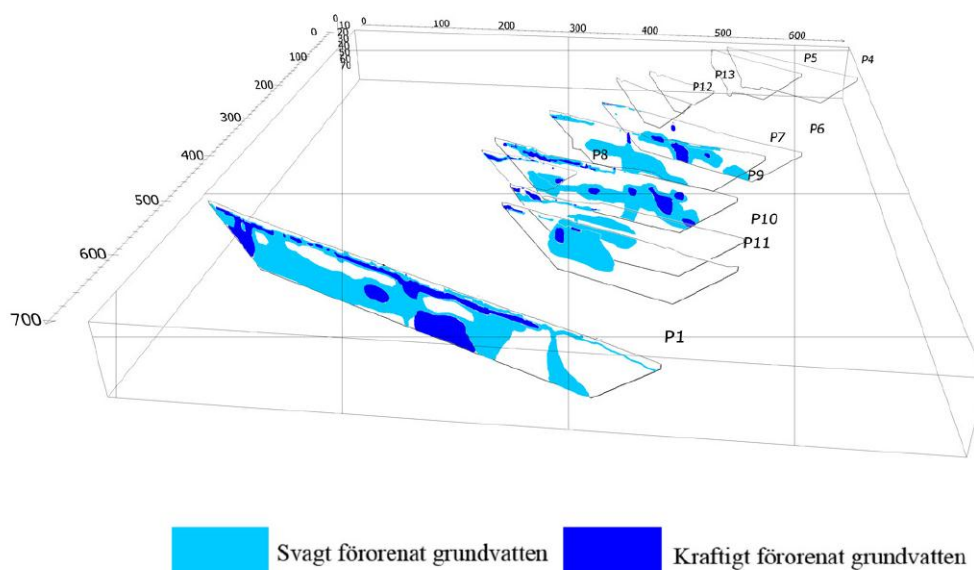
Strax öster om Vålavägen, längs Väla bäck, påvisade Jansons och Kandres (1997) undersökningar låg resistivitet, vilket indikerar lakvattenpåverkan, längs en sträcka på omkring 400 m. Väster om Vålavägen har värden som tyder på lakvattenpåverkan (dvs låg resistivitet) uppmätts endast i de ytligaste lagren vid Stentippen, men 200-300 m från Vålavägen i väst-nordvästlig riktning, uppmättes återigen låga resistivitetvärden i de djupare jordlagren. Lågresistiva områden hittades även längre bort från deponin, omkring 600 m från Vålavägen, precis bortom Grusvägen, men enligt Jansons och Kandres (1997) analyser är det oklart om dessa avvikelser beror på lakvattenpåverkan eller på vattenmättad moränlera. Enligt Jeppssons och Englovs (2005 (II)) tolkning är orsaken till de låga värdena lerig berggrund. Nilssons (2009) undersökningar har varken kunnat bekräfta eller dementera om lakvattenpåverkan finns i detta område. Jansons och Kandres (1997) mätningar visar att föroreningar från Stentippen och Filbornadeponin påverkar området kring Väla bäck; särskilt kring den del av bäcken som ligger närmast deponierna är resistiviteten låg. Jansons och Wisens (1998) släpgeoelektriska undersökningar bekräftar resultaten som Janson och Kandre (1997) fått fram.

19.2 Påverkade akvifärer

Åsikterna om vilken del av området nordväst om Filbornadeponin som är mest förorenat går isär. Nilssons (2009) analyser av de undersökningar han gjort visar på en transport av förorenat grundvatten framför allt i de glacifluviala grovsedimenten. Kontaminerat grundvatten finns också i berggrunden och i ytligt grundvatten (Nilsson, 2009). Detta kan ses i figur 19.1 och 19.2. Janson och Kandre (1997) anser, å sin sida, att transporten norr om Väla bäck sker i den vittrade delen av berggrunden.

Det lakvatten som läcker från Stentippen förorenar, enligt Nilsson (2009) endast ytligt grundvatten, vilket gör att spridningen av dessa föroreningar endast är lokal. Lakvatten främst från Filbornadeponin tränger ner i berggrunden (Nilsson, 2009; Janson och Kandre, 1997). Nilsson (2009) misstänker att kontaminerat grundvatten även sprids till den morän som

överlagrar det glacifluviala materialet. Glacifluvialt material har hög hydraulisk konduktivitet, vilket gör att flödes hastigheterna i detta är höga. Det kan medföra att utspädningen av lakvattenplymen är stor, vilket bekräftas av att resistiviteten i marken är på en nivå som är normal för opåverkat grundvatten omkring 500 m nordväst om Vålavägen. Andra orsaker till att koncentrationerna minskar så snabbt kan vara att lakvattenplymen ännu inte nått så långt, eller att de kontaminerande ämnena omvandlas eller degraderas (Nilsson, 2009). Det måste tas i beaktande att skilda kemiska ämnen i lakvattnet transporteras olika långt och att endast joner förändrar lakvattnets konduktivitet. Därför är inte en förändrad konduktivitet likställt med en förekomst av förorenande kemiska ämnen och en ”normal” konduktivitet innebär inte automatiskt att inga skadliga kemiska ämnen finns i det undersökta området (Nilsson, 2009).



Figur 19.2. (Nilsson, 2009, efter tillstånd av Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, 2010-12-02.) Nilssons (2009) tolkning av lakvattenspridning i marken. Halten av förorenande substanser är starkast nära Filbornadeponin och Stentippen. Profilernas geografiska läge kan ses i figur 16.2.

19.3 Tidsaspekten

En jämförelse mellan mätningarna utförda av Janson och Kandre (1997) samt Jönsson (2002) som gjorts av Jeppsson och Englöv (2005 (II)) visar att vissa skillnader mellan de uppmätta resistiviteter finns. Dessa är emellertid inte så stora att de inte kan förklaras genom skillnader i nedträngningsdjup, databearbetning och förekomst av vatten i marken. Jeppsson och Englöv anser att de skilda mätresultaten inte indikerar att spridningen av lakvatten ökat mellan 1997 och 2002 (Jeppsson och Englöv, 2005 (II)).

20. Slutsatser som dragits från tidigare kemiska analyser av grundvattnet

Vattenkontrollprogrammet som inrättats av NSR har möjliggjort en noggrann övervakning av den kemiska statusen på grundvattenakviferer som är i förbindelse med någon av de observationsrör och provtagningsbrunnar som är installerade runt deponeringsområdet. Den senaste stora utvärderingen av föroreningssituationen kring Återvinningsanläggning Helsingborg, baserad på provtagning av grundvattnet, gjordes av Dittrich 1997-98, och

sammanfattas i rapporten *Groundwater-Monitoring-System, Filborna Landfill* (Dittrich, 1998).

Bakgrundskoncentrationerna av vissa nyckelparametrar i grundvattnet uppströms de deponier som tillhör Återvinningsanläggning Helsingborg användes av Dittrich (1998) för att registrera lakvattenförekomsten omkring återvinningsanläggningen. Det som analyserades var bakgrundskoncentrationerna av bor, AOX, konduktivitet och flyktiga ämnen i grundvattnet uppströms deponierna. Dessutom studerades koncentrationsgradienterna av TOC, COD, sulfat, järn, nitrat, ammonium och konduktivitet (Dittrich, 1998). Eftersom utsläppen av lakvatten från deponierna har skett under en så lång tid, var de vertikala förändringarna av grundvattenkvalitet, redoxförhållanden och nedbrytning av syntetiska organiska ämnen tydliga nedströms deponierna, enligt Dittrichs (1998) analyser.

Beroende på vilka substanser Dittrich (1998) studerade, sträcker sig föroreningsplymen olika långt. Dittrich (1998) ansåg dock att huvuddelen av lakvattenplymen sträcker sig ett par hundra meter bort från Filbornadeponin.

Ungefär 250 m nedströms Filbornadeponin minskade konduktiviteten samt koncentrationerna av bor och AOX. Koncentrationerna av de nämnda parametrarna ökade igen nedströms Stentippen, vilket tydde på att denna deponi förorenade grundvattnet (Dittrich, 1998).

Enligt Dittrich (1998) ökade även TOC- och COD-koncentrationerna nedströms deponierna, jämfört med uppströms desamma. Kvoten BOD/COD var mindre än 1, vilket indikerar att den största delen av det organiska materialet är svårnedbrytbart. Lakvattenplymens front hade, med avseende på organiskt material, nått brunn GV21, cirka 630 m från Filbornadeponin, som då var de brunnar som var belägna längst bort från deponiområdet, i nordväst (Dittrich, 1998).

Olika redoxzoner urskiljdes av Dittrich (1998), vilka indikerades av förekomsterna av sulfat, och olika redoxformer av kväve. Den sulfatreducerande zonen sträckte sig, enligt Dittrich, ett par hundra meter nedströms deponin, medan den nitatreducerande zonen bredde ut sig betydligt längre nedströms deponin. Koncentrationen av ammonium minskade dock snabbt, men var enligt Dittrich (1998) ändå förhöjd vid de bortersta provtagningspunkterna, det vill säga i GV21.

Mängden tungmetaller som läckte ut ur Filbornadeponin var, enligt Dittrich (1998), liten i slutet på 1990-talet.

Den åtgärd som gjorts i området är sanering av den så kallade Stentippen, som var belägen i samma område som plymen från gamla deponin finns. NSR menar att åtgärden att ta bort Stentippen har medfört lägre föroreningskoncentrationer i grundvattnet i kontrollpunkter nedströms deponin (Håkan Roskvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-08-23). Denna slutsats grundar sig på resultaten från NSR:s kontrollprogram (NSR AB, 2010). Analyser av prover från G32-1 och -2, vilka är belägna längst bort från Filbornadeponin, indikerar inte någon påverkan. Däremot visar observationsrör närmare Stentippen att kloridhalten har minskat tydligt, vilket indikerar att föroreningskoncentrationerna i plymen har avtagit och att åtgärden vid Stentippen har gjort verkan (Håkan Roskvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-10-11).

21. Aktuell föroreningssituation, ytvatten

Nedan presenteras resultaten av analysen av ytvattenföroreningssituationen kring Återvinningsanläggning Helsingborg. Vid utförandet av denna undersökning har existerande värden från NSR:s kontrollprogram (NSR AB, 2010) använts.

21.1 Bakgrundskoncentrationer, ytvatten

För Väla bäck är det Y0 som är referenspunkten för registrering av bakgrundskoncentrationer uppströms Återvinningsanläggning Helsingborg. Var Y0 är belägen kan ses i Bilaga 6.

För ytvatten kan bakgrundskoncentrationerna av olika substanser, vilka har uppmätts i Y0, ses i tabell 21.1 nedan. Hur bakgrundskoncentrationerna varierar år från år kan ses i graferna i Bilaga 3.

Tabell 21.1. Medelvärdena i Y0, baserat på vattenanalyser gjorda mellan år 2007 och 2010. Dessa värden anses vara bakgrundshalter i Väla bäck.

Parameter	Medelvärden, Y0
Ammonium (mg/l)	0,35
Bly (µg/l)	0,61
Klorid (mg/l)	23
Konduktivitet (mS/m)	45
Koppar (µg/l)	2,4
Nitrat- och nitritkväve (mg/l)	0,77
Sulfat (mg/l)	40
Suspenderade ämnen (mg/l)	8,2
TOC (mg/l)	7,9
Totalfosfor (mg/l)	0,071
Totalkväve (mg/l)	1,6
Zink (mg/l)	0,0076

Dock är de bakgrundshalter som finns i en ytvattenförekomst i dag, enligt Naturvårdsverket (2007) generellt sett inte tillräckligt låga för att användas som gränsvärden för bedömning av vattnets kvalitet. I stället måste de koncentrationer för förorenande ämnen som fanns i vattnet innan industrialismen och rationaliseringen av jordbruket beräknas, enligt Naturvårdsverkets (2007) bedömning. Schablonvärden för relevanta metaller i mindre ytvattendrag kan ses i tabell 21.2 nedan. Emellertid är den geografiska variationen på vattenkvaliteten i Sverige stor. Det beaktas inte av Naturvårdsverkets (2007) schablonvärden. Därför bör även mera lokala halter vägas in då gränsvärdena tas fram.

Tabell 21.2. (Naturvårdsverket, 2007). Schablonvärden för metaller i mindre ytvattendrag

Metall	Bakgrundshalt (µg/l)
Bly	0,02
Koppar	0,3
Zink	1

21.2 Ytvattenpåverkan, resultat

NSR har sex provtagningspunkter för ytvatten i Väla bäck (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010). Som kan ses i Bilaga 6 är ordningen på provtagningspunkterna, i nedströms ordning: Y0 (referenspunkt), Y1, Y6, Y9, Y2, Y3. Provtagningsprogrammet behandlas i kapitel 18.1. En stor mängd substanser analyseras i provtagningsprogrammet, men här har endast de mest betydelsefulla substanserna valts ut. Eftersom mätningarna i de olika punkterna börjar vid olika tidpunkter och det främst är de mest aktuella resultaten som är relevanta, har endast koncentrationerna från år 2006 och framåt analyserats. Resultatet från provtagningsprogrammet i Väla bäck har även utvärderats och sammanställts i rapportform av Lindsjö (2010). För en mera ingående beskrivning av föroreningsituationen i Väla bäck hänvisas den intresserade läsaren därför till *PM – uppföljning av vattenkvaliteten i Väla bäck där den passerar Återvinningsanläggning Helsingborg* (Lindsjö, 2010).

21.2.1 Konduktivitet

Som kan ses i figur B3.1 stiger konduktiviteten gradvis i nedströms riktning. De högsta topparna finns dock i Y3. Topparna är uppmätta i januari 2007 och 2010 samt i slutet av november 2008. En ökande trend av konduktiviteten kan urskiljas i alla punkter.

21.2.2 Metaller

Metallhalterna i Väla bäck är i nivå med halterna i Y0 (vilka betraktas som bakgrundshalter) fram till och med punkt Y6. Det kan ses i figur B3.2-B3.4. Därefter blir halterna allt högre. Framför allt är halterna av zink, koppar, arsenik och bly höga jämfört med bakgrundsvärdena. Koncentrationerna flukturerar mycket. Därför kan inga tidsmässiga trender urskiljas.

21.2.3 Näringsämnen

Som kan ses i figur B3.8 följer fosforkoncentrationerna i Väla bäck inget tydligt mönster då koncentrationsförhållandena undersöks i nedströms ordning. Dock är trenden minskande tidsmässigt i alla punkter utom Y3.

Halten ammoniumkväve i Väla bäck har, enligt figur B3.5 ökat under perioden år 2006-2010. Effekterna av kvävehaltigt lakvatten kan ses redan vid punkt Y6. Då bäckens lopp viker av runt Filbornadeponin ökar ammoniumhalterna ytterligare, men har minskat igen då bäcken når punkt Y3. Även halterna av nitrat och nitrit i bäcken ökar då den passerar deponiområdet. Det kan ses i figur B3.6. Emellertid har även dessa koncentrationer minskat då bäcken når punkt Y3.

21.2.4 Suspenderat material

Även förekomsten av suspenderat material ökar i Väla bäck då dess lopp rör sig nedströms deponiområdet. Det visar figur B3.9. Dock är det främst i Y2 och Y3 som halterna är förhöjda. Den tidsmässiga trenden verkar dock vara att halterna minskar i alla punkter.

21.2.5 Salter

Figur B3.10 och B3.12 visar att halterna av klorid och sulfat är förhöjda redan i punkt Y1. Vad gäller klorid, är koncentrationerna i Y1, Y6 och Y2 i stort sett lika, medan halterna i Y3 avviker en aning. För sulfat fluktuerar halterna på ungefär samma sätt i alla punkter utom Y0. Någon trend som beror av tiden är svår att urskilja för salterna.

21.2.6 Organiskt kol

Som kan ses i figur B3.11 är halterna av organiskt material högre i punkt Y2 och Y3, vilka ligger nedströms Filbornadeponin, än vad de är uppströms. En ökande trend kan skönjas i koncentrationerna av organiskt material i bäcken.

22. Aktuell föroreningssituation, grundvatten

Resultaten från NSR:s grundvattenövervakningsprogram (2010) redovisas här. Det görs genom att årliga medelvärden för konduktivitet, järn, ammonium, och TOC uppmätta i brunnarna nordväst om Filbornadeponin tydliggörs i den grundvattenprofil över området som har konstruerats. De år som har valts är 2006 och 2010, eftersom mätserierna för många substanser börjar 2006. Genom att ha ett så stort tidsspänn som möjligt mellan profilerna, är det lättare att se förändringar i tiden. En annan orsak till att detta tidsspänn valdes, är att Stentippen sanerades vintern 2005-2006. Huruvida denna sanering hade någon effekt eller ej, behandlas i kapitel 23.

Koncentrationerna redovisas genom att markprofilen delas upp i ett antal områden, vilka representerar de områden varifrån vatten hämtas i respektive brunnfilter. Områdenas utbredning baseras på grundvattenakviferernas placering. Emellertid är akviferernas utbredning samt storleken på områdena varifrån vatten pumpas till respektive filter i flertalet fall oklara. Därför har en del antaganden om från vilka områden som hör till vilket brunnfilter gjorts. Dessa behandlas främst i kapitel 17.2.1.4. De färglagda grundvattenprofilernas främsta syfte är därför framför allt att underlätta och illustrera en analys av föroreningssituationen nedströms Filbornadeponin; de ska inte tolkas som en absolut sanning. Vilken brunn som tar vatten från vilken akvifer, redovisas i tabell 18.1.

I de områden där data saknas, finns inga siffror utskrivna under brunnbeteckningarna. Dock har färgen på området interpolerats. I några fall fanns det värden från närliggande år, men inte för 2006. I dessa fall användes i stället värden från 2005 eller 2007. Dessa är markerade i figurerna.

Som underlag för lägsta koncentrationsgräns har medelvärdena av koncentrationerna som har mätts upp i G5, GV0 och i Helsingborgssandstenen, som är den akvifer som finns i berggrunden under Helsingborg, använts. Var G5 och GV0 är placerade kan ses i Bilaga 6. Undantaget är järn, eftersom järnhalterna i G5 är så mycket högre än halterna i området nedströms Filbornadeponin. I stället användes medelhalten som uppmätts i GV0. Medelvärdena på bakgrundskoncentrationerna redovisas i tabell 22.1. Koncentrationsintervallen som representeras av olika färger har, bortsett från det lägsta intervallet, utformats för att vara så jämnstora som möjligt och ändå täcka hela det koncentrationsspänn som har uppmätts. Det ska alltså påpekas att ingen värdering med avseende på vilken skada som en koncentration kan medföra kan härledas till de intervall på färgerna som används. Inte heller är intervallen som representerar respektive färg jämförbara sinsemellan.

Vad gäller vilka substanser som analyseras i grundvattnet, har utgångspunkten varit de analysparametrar som Dittrich (1998) analyserade och som det har funnits tillräckligt med relevanta mätdata för. Därför är de parametrar som tas upp konduktivitet, järn, TOC och ammonium. Orsaken till att de andra parametrar som Dittrich (1998) beaktat inte analyseras här varierar. Koncentrationerna av AOX och COD har bara mätts till och med 2005. Nitrat och bor har inte mätts alls i de aktuella brunnarna. NO₂-NO₃-N hade kunnat vara ett alternativ till nitratkoncentrationerna, men dessa mätresultat är inte särskilt relevanta att redovisa som koncentrationsgradienter, eftersom koncentrationerna som har uppmätts i nästan alla

brunnar är "<0,1" både 2006 och 2010. De uppmätta koncentrationerna av sulfat varierar alldeles för mycket för att de ska kunna anses vara korrekta.

22.1 Bakgrundskoncentrationer, grundvatten

Brunn nummer GV0 och G5, som ligger nordost om Återvinningsanläggning Helsingborg (se Bilaga 6) används för att bedöma bakgrundskoncentrationer av olika substanser i grundvattnet uppströms återvinningsanläggningen. GV0 sträcker sig ner till akvifär A och C (Englöv, 2010). G5 är 15 meter djup och tar troligen vatten i akvifär C (Englöv, 2010). Beroende på filtrets längd, kan det tänkas att brunnen även är i kontakt med vatten från akvifär A.

En typ av bakgrundskoncentrationer (även om det, liksom för koncentrationerna i GV0 och G5, inte går att garantera att de kommer från helt föroreningsfria omgivningar) kan fås genom att utgå från de medelkoncentrationer som har uppmätts i Helsingborgssandstenen (se kap 22.1). Tabell 22.1 visar medelvärdena uppmätta i vattentäkter inom Helsingborgssandstenen (vilken akvifär C är en del av) under perioden år 2001-2007, samt medelvärden från GV0 och G5, baserat på alla tillgängliga mätdata från 1980 och framåt.

Tabell 22.1 Medelvärden från vattentäkterna inom Helsingborgssandstenen, samt medelvärden från referenspunkterna G5 och GV0 uppströms Återvinningsanläggning Helsingborg.

Substans	GV0	G5	Helsingborgssandstenen	Medelvärde
Järn (µg/l)	0,0076	23	-	12
Konduktivitet (mS/m)	42	56	59	53
Ammonium (mg/l)	0,036	0,17	0,47	0,23
TOC (mg/l)	3,4	3,4	-	3,4

22.2 Grundvattenpåverkan

Nedan redovisas resultaten från analysen av koncentrationen i olika substanser i grundvattnet nordväst om Återvinningsanläggning Helsingborg.

22.2.1 Konduktivitet

Som kan ses i figur B4.2 är konduktiviteten år 2010 mycket förhöjd i framför allt i brunn GV17-1 och -2, vilka ligger precis nedströms Filbornadeponin. Även i GV30-1 och -3, GV31-1, -2 och -3 samt i GV21-2 och -3 är konduktiviteten omkring fyra gånger så hög som referensvärdet. Av figuren kan det utläsas att endast de ytliga delar av akvifär C som är belägna närmast Filbornadeponin är påverkade. Akvifär B uppvisar i hela sin sträckning förhöjda konduktivitetssvärden. Även i området vilket är utmärkt som morän, och som i praktiken tillhör akvifär A, är konduktiviteten förhöjd. En tydlig konduktivitetsgradient kan ses i de ytliga delarna av akvifär A, där konduktiviteten i den bottensta brunnen, G32-1, är i nivå med bakgrundsvärdena. I de undre delarna av akvifär A är konduktiviteten däremot konstant och rejält förhöjd.

För år 2010 kan en tydlig minskning av konduktiviteten, relativt år 2006, ses i brunn GV17-1 och -2, GV18, G10, GV31-3 samt i GV21-1. Det visar figur B4.1 och B4.2. Dock ökar halterna i GV30-1, -2 och -3 samt i GV21-2. Även i G11 ökar konduktiviteten något. I de övriga brunnarna är halterna relativt konstanta. Vad gäller akvifärsaspekten, minskar påverkan i vissa delar av akvifär C, medan den ökar i andra. I akvifär B fluktuerar konduktiviteten i olika riktning, beroende på vilken brunn som beaktas. I akvifär A verkar en

front röra sig framåt, då konduktiviteten minskar i de brunnar som är närmast Filbornadeponin, medan den ökar längre nedstöms.

22.2.2 Järn

Vad gäller halterna av järn nedströms Filbornadeponin, ligger de omkring normalvärdet på 0,1 mg/l (Naturvårdsverket, 1999 (II)). Det kan ses i figur B4.3 och B4.4. På grund av detta och eftersom de uppmätta halterna varierar så pass lite som är fallet, har det valts att inte analysera järnhaltens variation något närmare.

22.2.3 Ammonium

Som kan ses i figur B4.8 är ammoniumhalterna kraftigt förhöjda relativt bakgrundskoncentrationerna år 2010 framför allt i GV17-1 och -2. Även i GV30-1 och -3, liksom i GV21-2 och -3 är värdena tydligt förhöjda. Dock saknas det mätvärden i GV31 och G18. De delar av akvifär C som är belägna närmast Filbornadeponin är påverkade; i de ytliga delarna påträffas de högsta ammoniumkoncentrationerna, men även längre ned i akvifären är koncentrationerna förhöjda. I hela den undersökta sträckningen av akvifär B påvisas förhöjda ammoniumkoncentrationer. I akvifär A finns en minskande koncentrationsgradient. I höjd med GV21 är värdena förhöjda, särskilt i den undre delen av deponin. De värden som uppmäts längst bort från deponin, G32-1 är dock i nivå med bakgrundskoncentrationerna.

Halterna som uppmättes nära deponin år 2006 är lika stora som de som mättes upp år 2010. Det visar figur B4.7 och B4.8. Dock saknas det mätvärden, förutom i GV31 och G18, även i G10 och G11. Det försvårar analysen av föroreningssituationen. I brunn GV30-1 och -3 sker en minskning av ammoniumhalterna mellan år 2006 och 2010. Även i GV21-1, G32-1 och -2 minskar ammoniumkoncentrationerna något. Emellertid ökar de i GV21-2 och -3. Eftersom mätvärden saknas i G11 år 2010, går det inte att uttala sig om någon trend, gällande koncentrationen av ammonium. I akvifär B kan en avancerande front ses i höjd med GV30-3 och GV21-3. I större delarna av akvifär A minskar ammoniumhalterna.

22.2.4 TOC

Som kan ses i figur B4.6 är TOC-halterna år 2010 mycket förhöjda i framför allt i brunn GV17-1 och -2, vilka ligger precis nedströms Filbornadeponin. Också i GV30-1 och -3 är halterna höga; de är tio gånger så höga som bakgrundskoncentrationerna. Halterna i GV30-2 och -3 samt i GV21-1, -2 och -3 är tydligt högre än referensvärdet. Koncentrationerna i G32-1 och -3 är dock i höjd med referensvärdet. Det finns inga mätvärden i G10, G11, GV31 och GV18.

För år 2010 kan en mycket tydlig minskning av TOC-halterna, jämfört med år 2006, ses i brunn GV17-1 och -2. Det visar figur B4.5 och B4.6. Även i GV30-1 minskar koncentrationerna, men i GV30-2 och -3 är de något högre år 2010 än 2006. Också halterna i GV21-2 ökar med tiden. I de övriga brunnarna är koncentrationen relativt konstant, men mätdata för 2010 saknas i G10 och G11. Omkring GV17-2 i akvifär C minskar halten av organiska ämnen, men i höjd med GV30-3 ökar de en aning. Det är dock endast grusningen av GV30-3 som finns i akvifär C. Därför har den allra största delen av grundvattnet som tas i denna brunn sitt ursprung i akvifär B. Vad som händer längre ner i akvifär C är svårt att säga, eftersom inga provtagningar av TOC-halterna har gjorts i G11 sedan 2005. I akvifär B är TOC-koncentrationerna något ökande vid GV30-3, medan de är konstanta längre bort. I akvifär A minskar halterna nära deponin, medan de är relativt konstanta i den övre delen av akvifären längre bort från deponin. I de undre delarna av akvifären, vilket registreras i GV21-2, ökar halterna dock med tiden.

23. Diskussion, föroreningssituationen omkring Återvinningsanläggning Helsingborg

Det geografiska läge som deponierna som hör till Återvinningsanläggning Helsingborg har, är inte särskilt lämpligt om man ser till områdets hydrogeologi. Platsen är låglänt, vilket gör att det är ett utströmningsområde för grundvatten; mycket grund- och ytvatten ansamlas på platsen (Jeppsson och Englov, 2005 (I)). Vidare är berggrunden sedimentär och det översta lagret består av vittrad mosten (Janson och Kandre, 1997). En ravin, fylld av högermeabelt glacifluvialt material, sträcker sig under deponierna i grundvattengradientens riktning. Denna ravin bidrar till att lakvattnet som läcker ut från deponierna sprider sig en lång sträcka. Den komplicerade hydrogeologiska situationen i området försvårar dessutom analysen av hur föroreningar från deponierna och andra riskkällor sprids.

23.1 Ytvattenpåverkan av Väla bäck

Spridningen av föroreningar härstammande från deponierna till Väla bäck sker enligt ett tydligt mönster, som beror på från vilken deponi lakvattnet kommer. Även andra föroreningskällor än deponierna påverkar dock vattenkvaliteten i Väla bäck.

Eftersom den huvudsakliga strömningsriktningen på både yt- och grundvatten är åt nordväst (Jeppsson och Englov, 2005 (I)) är punkt Y1 och även Y6 (vilka kan ses i Bilaga 6) främst påverkade av förorenande substanser som härstammar från Rökilledepenin. Mätvärdena visar att framför allt klorid och sulfat sprids från Rökilledepenin.

Filbornadeponin är troligtvis orsaken till att ammonium-, nitrat-, nitrit och metallhalterna ökar från punkt Y6 och framåt. Det kan ses i figur B3.1- B3.4. Figur B3.9 och B3.11 visar även att de höga TOC-halterna och koncentrationerna av suspenderat material har sitt ursprung främst från Filbornadeponin. Mätserierna i B3.1 visar också en tydlig ökning av konduktiviteten i nedströms riktning i Väla bäck. Den dominerande orsaken till detta är, fram till Grusvägen, troligtvis lakvattenpåverkan från framför allt Filbornadeponin.

Fosforhalterna kan inte härledas från någon av deponierna, eftersom inget mönster i dessa koncentrationer i B3.8 kan urskiljas i den undersökta sträckan av Väla bäck. Mera om fosfor behandlas i kapitel 23.1.1 och 23.1.2 nedan.

23.1.1 Förändringar över tid

Eftersom de uppmätta koncentrationerna fluktuerar mycket, är det i flertalet fall svårt att se några tydliga förändringar i koncentrationerna över tid. Konduktiviteten i bäcken ökar dock med tiden i alla punkter. Orsaken till det är okänd. Fosforhalterna i Väla bäck är stadigt minskande över tid. Det beror troligen på att alltmer av den omkringliggande åkermarken omvandlas till industriområde (Magnus Lindsjö, personlig kommunikation, 2010-11-02). Sluttäckning av Rökilledepenin kan också vara en bidragande källa till att fosforhalterna minskar.

Trenderna för ammoniumkväve och organiskt material är dock de motsatta. De ökande TOC- och ammoniumhalterna är svåra att förklara, men kan bero på ett ökat läckage från deponierna. Varför läckaget har ökat är inte känt.

23.1.2 Övriga föroreningskällor

Förorenande substanser från andra källor än deponierna påverkar vattnet i Väla bäck. Det är tydligt vid analysen av graferna i Bilaga 3 och kommer att diskuteras här.

Dagvatten från Väla industriområde har en stark påverkan på vattnet i bäcken, vilket indikeras av att koncentrationerna av koppar, bly och zink är högre vid mätpunkten Y3 än vid Y2 (se figur B3.2, B3.3 och B3.4). Vintertid är dessa koncentrationer högre än under sommaren. Även en jämförelse med schablonhalterna i tabell 15.1 och de metallkoncentrationer som har uppmätts i Väla bäck, påvisar att det är mycket möjligt att metallerna har sitt ursprung från andra källor än deponierna.

Att konduktivitetstopparna i punkt Y3 uppkommer under vinterhalvåret gör att det är mycket troligt att det är vägsalt från vägar och andra hårdgjorda ytor som orsakar dessa toppar. Även kloridhalterna uppvisar toppar under vinterhalvåret, vilket bekräftar detta faktum. Nedströms Grusvägen mynnar en dagvattenkulvert, som för vatten med höga salthalter, och ett dike vars vatten har låga salthalter, ut i Väla bäck. Dessa tillflöden har en stor påverkan på vattenkvaliteten i Väla bäck (Vanek och Englov, 2006).

Enligt Lindsjö (2010) var fosforhalterna i Väla bäck tidigare tidvis höga, beroende på deponering av fosforhaltiga material i Rökilledepoin. Efter att denna sluttäckts har fosforhalterna i Väla bäck minskat, men fortfarande är halterna förhöjda. Det beror dock inte på deponierna, utan på läckage från närliggande jordbruksmark; fosforhalterna minskar generellt då bäckens fåra slingrar sig förbi Återvinningsanläggning Helsingborg (Lindsjö, 2010).

Att andelen suspenderat material är hög framför allt i Y2 och Y3, kan bero på lakvattenpåverkan. Eftersom halten suspenderat material i dagvatten normalt är högt, är det emellertid möjligt att Välavägen och även industriområdet är bidragande orsaker till de höga halterna (se tabell 15.1 och B3.9).

23.1.3 Jämförelse med andra studier

Dittrich (1998) ansåg, efter en utvärdering av resultatet från undersökningarna, att endast en svag påverkan av lakvatten på bäcken fanns och konstaterade att mängden lakvatten som läcker in i bäckfåran var liten, men konstant. Enligt Vanek och Englov (2006) är bäckvattnets elektriska konduktivitet och salthalt förhöjd, vilket tyder på lakvattenpåverkan. Dittrichs (1998) slutsats bekräftas alltså av Vanek och Englov (2006).

Eftersom Lindsjös (2010) analys av föroreningssituationen i Väla bäck kring Återvinningsanläggning Helsingborg baseras på samma mätdata som de som har använts till denna rapport är Lindsjös (2010) slutsatser i stort sett samstämmiga med det som diskuteras i denna rapport. Exempelvis har Rökilledepoin enligt Lindsjö (2010) en påverkan på bäcken genom att den förorenar grundvattnet, som i sin tur tränger upp i Väla bäck och orsakar förhöjda halter av sulfater och klorider i bäcken. Det bekräftar de resultat som tagits fram i denna rapport. Även det Lindsjö (2010) skriver om att ammoniumkväve tränger in i bäcken längs Filbornadeponins östra sida samt att metaller, suspenderade partiklar och TOC tillkommer då bäcken rinner längs deponins västra sida är samstämmigt med som framkommit här.

Även Dittrich (1998) anser att lakvatten från Filbornadeponin påverkar Väla bäck. Lakvattnet från Filbornadeponin tränger, enligt Dittrich (1998) in i bäcken omkring och nedströms nuvarande punkt Y9, vilket Dittrich (1998) bevisar genom att visa att Väla bäcks vatten här

får högre konduktivitet, samt ökade koncentrationer av AOX, COD och kalium. Eftersom förekomsten av kalium, AOX och COD inte har analyserats i denna rapport, går det inte att jämföra Dittrich (1998) slutsatser angående dessa parametrar med dem som dras här.

Enligt Vanek och Englövs (2006) bedömning är det tveksamt hur stort inläckaget av förorenat grundvatten är i Väla bäck i området nedströms Grusvägen, eftersom yt- och dagvattentillskottens inverkan på Väla bäcks vatten är stor. Att kvävehalterna är lägre i punkt Y3 än i Y2 förklaras enligt Lindsjö (2010) av att en utspädning av lakvattenplymen sker här, på grund av ett ökat tillflöde av dagvatten och okontaminerat grundvatten. Det stämmer väl in på de slutsatser som dragits vid analysen i denna rapport.

Lindsjö (2010) påpekar också att förekomsten av bly, koppar och zink ökar på den sträcka av Väla bäck som ligger bortanför återvinningsanläggningen. Lindsjö (2010) menar att detta mönster visar att olika förorenande ämnen i bäcken har olika ursprung och att det inte är enbart lakvatten som förorenar Väla bäck. Tungmetallernas ursprung härleds av Magnus Lindsjö (utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-08-31) från dagvatten från industriområdet, eftersom flera dagvattenledningar rinner ut i Väla bäck på dess kulverterade sträcka. Det bekräftar de slutsatser som har dragits i denna rapport.

23.1.4 Risk för skada av skyddsvärda ytvattenförekomster

Väla bäck är den ytvattenförekomst som anses vara skyddsvärd och som kan hotas av lakvatten från deponierna på Återvinningsanläggning Helsingborg. Dock måste det påpekas att den dispens som Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna (2009 (I)) har gett Skavebäcken, visar att den inte anses ha ett särskilt högt skyddsvärde i dag, men att den ändå är så pass skyddsvärd att den ska ha uppnått en god ekologisk status senast år 2021. Eftersom Väla bäck av Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna (2009 (I)) har slagits samman med Skavebäcken, bör även Väla bäck ha uppnått en god ekologisk status senast år 2021. Därför bör Väla bäck skyddas mot förorenande substanser. En mängd olika parametrar, vilka presenteras i Handbok 2007:4 av Naturvårdsverket (2007, Bilaga A) ingår i bedömningen av en god ekologisk status. Dessa redovisas närmare i kapitel 10.2.

Eftersom många olika parametrar spelar in och platsspecifika referensvärden måste beräknas för bedömningen av förorenande substanser, är det en omfattande utredning att bedöma om skada på Väla bäck har uppkommit. En sammanvägning av en mängd olika parametrar krävs för att en riktig bedömning ska kunna ske. Därför är det svårt att, enbart baserat på den kemiska analys av Väla bäck som har gjorts här, bedöma om skada på Väla bäck orsakas av spridning av förorenande substanser från deponierna på Återvinningsanläggning Helsingborg. Även om schablonhalterna endast är generella riktvärden och djupare studier måste göras för att säkerställa resultatet, visar en jämförelse mellan de metallhalter som uppges i tabell 21.2 och analysresultaten att halterna av bly, koppar och zink som har uppmätts i Väla bäck överstiger schablonvärdena. Det är en stark indikation på att Väla bäck är skadad. Om de föroreningskällor som finns på Återvinningsanläggning Helsingborg är huvudriskkällorna är dock svårt att säga. Halterna av flertalet ämnen ökar då de passerar deponierna, men det finns starka indikationer på att även andra riskkällor, som dagvatten från industriområdet, föroreningar från Vålavägen samt närliggande jordbruk, har en betydande påverkan på bäcken.

23.2 Diskussion, grundvattenpåverkan

Baserat på resultaten från de mätdata som har analyserats, kan en spridning av lakvatten från deponierna tydligt ses. Höga värden av både TOC, ammonium och konduktivitet har registrerats nära deponin i alla tre akvifärerna. Höga föroreningshalter finns också framför allt i akvifär B och i akvifär A, bortsett från de delar av det undersökta området som ligger längst bort från deponierna.

Även om det finns en viss samvariation mellan järnhalterna och koncentrationerna av de övriga substanserna, varierar järnhalterna så lite att inga reella slutsatser kan dras från dessa koncentrationer; särskilt inte med tanke på att järnhalterna i grundvattnet är naturligt höga omkring Filborna (Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-09-08). Därför har järnhalterna uteslutits i nedstående diskussion, men den intresserade läsaren kan se halterna i figur B4.3 och B4.4 i Bilaga 4. Emellertid bör det noteras att det är underligt att halterna i området nordväst om Filbornadeponin är så låga som de är, jämfört med halterna som har uppmätts framför allt i G5. Förklaringen till detta kan vara att G5 ligger i ett område med relativt gammalt grundvatten, där förhållandena är reducerande och järnhalterna är höga, medan grundvattnet i GV0 och i provtagningspunkterna nordväst om Filbornadeponin är yngre och mera oxiderat, med lägre järnhalter som följd (Peter Englov, Civ.ing., seniorkonsult, Sweco Environment AB, Malmö, personlig kommunikation, 2010-12-09).

23.2.1 Akvifär A

I akvifär A har det uppmätts hög konduktivitet i vissa delar. Även koncentrationerna av TOC och ammonium är ställvis höga i akvifären, framför allt omkring GV21-2. Eftersom en tryckgradient uppåt från de undre akvifärerna finns i området enligt flera undersökningar (Jeppsson och Englov, 2005 (I)), är det mycket troligt att lakvattenförorenat grundvatten läcker uppåt från de undre akvifärerna till moränen och akvifär A i området kring GV21-2. Dock sker även en ytlig transport av lakvattenpåverkat grundvatten i akvifär A. Den ytliga fronten av förorenat grundvatten med förhöjd konduktivitet och höga koncentrationer av organiskt material har i akvifär A passerat GV21-1. Halterna är däremot normala i G32-1, vilken ligger drygt 900 meter från deponins fot. En punkt som avviker från de omkringliggande, särskilt vad gäller koncentrationen av ammonium, men även vad gäller andra substanser, är GV30-2. Orsaken kan vara att den hydrauliska konduktiviteten i detta område är låg, vilket gör att förorenande substanser inte når detta område i så hög utsträckning.

Det kan vara mycket troligt att vatten även från de djupare delarna av akvifär A tas från G32-1. Om så är fallet ligger den borte gränsen för föroreningsfronten i akvifär A på mindre än 900 meters avstånd från Filbornadeponins nordvästra fot. Orsaken till att ammoniumhalterna är så pass låga som de är i GV21-1, är troligtvis att fronten av ammoniumjoner ännu inte har nått fram till GV21-1. En annan och mycket mindre trolig orsak kan vara att ammoniumen har oxiderats till kväveoxider i detta område. Närmare deponin är förhållandena i så fall så reducerade att en sådan oxidation inte kan ske, liksom längre ner i marken (Schnoor, 1996; Dittrich, 1998).

23.2.2 Akvifär B

Det glaci-fluviala materialet (akvifär B) är tydligt påverkad av joner från lakvatten så långt bort som provtagningar i denna akvifär görs. Även koncentrationerna av ammonium och TOC är höga i hela det undersökta området av akvifär B. Dock kan en tydligt minskande koncentrationsgradient urskiljas. Baserat på koncentrationerna, har spridning av lakvatten skett längre än cirka 670 meter från deponin (det vill säga till GV21) i akvifär B och i de

undre delarna av akvifär A, vilka troligtvis är påverkade av förorenat grundvatten som tränger upp underifrån. Utbredningen av akvifär B är dock osäker. Därför är också föroreningsspridningen i denna akvifär förknippad med frågetecken. Eftersom konduktiviteten är så pass hög som den är i GV21-2, är det troligt att fronten med lakvattenpåverkat grundvatten sträcker sig långt bort förbi denna punkt. Detta gäller i synnerhet i utbredningsområdet med glacifluviala material; om det sträcker sig långt är spridningsförutsättningarna också goda för det förorenade grundvattnet på en lång sträcka, eftersom den hydrauliska ledningsförmågan i materialet är hög (Nilsson, 2009).

23.2.3 Akvifär C

Akvifär C är inte påverkad av lakvatten i punkt G32-3, men hur föroreningssituationen i akvifär C ser ut närmare deponierna är mera oklart. En starkt bidragande orsak till det är att mätserierna för analys av ammonium och TOC i G11 avbröts 2005. Vad gäller konduktiviteten, är den något förhöjd i G11 år 2010, men höjningen är så liten att det är osäkert om det är en indikation på att lakvatten har transporterats ner i berggrunden. Något förhöjda ammoniumvärden mättes dock upp i G11 år 2005. Ammoniumhalterna som mättes upp i den till G11 närliggande brunnen G17-2 var år 2010 starkt förhöjd, därför är det mycket troligt att även andra delar av akvifär C är påverkad av lakvatten. Eftersom det endast är en liten del av grusningen av GV30-3 som når ner till akvifär C, kommer den allra största delen av grundvattnet som tas i denna brunn från akvifär B. Det går därför inte att dra några slutsatser om föroreningssituationen i akvifär C, baserat på mätresultaten från denna brunn.

På ett liknande sätt går det att resonera kring TOC-värdena. År 2005 var koncentrationerna inte förhöjda i G11, men mycket höga värden mättes upp i G17-2 år 2006. TOC-halterna i G17-2 har på fem år minskat med nästan två tredjedelar. Eftersom halterna som mätts upp i omkringliggande brunnar inte har ökat nämnvärt, verkar ingen transport av organiska substanser från deponin och utåt ha skett. Därför är TOC-koncentrationerna troligtvis inte höga i G11 år 2010. Ett möjligt scenario är att de organiska substanserna har transporterats neråt i akvifär C. Dock kan det finnas andra skäl till minskade halter av organiska substanser i GV17-2. Sluttäckning har gjort att lakvattenspridningen från Filbornadeponin har minskat. Ett minskat läckage kan, tillsammans med utspädningsprocesser och eventuellt också oxidationsprocesser (Schnoor, 1996; Dittrich, 1998), vara orsaken till de minskade koncentrationerna. För att ta reda på hur det verkligen förhåller sig i akvifär C, bör analys av ammonium- och TOC-halterna göras i G11.

En annan bidragande orsak till att föroreningssituationen i akvifär C är svårbedömd är att det är svårt att veta från hur stora djup i akvifär C som vattnet i GV31-3 härstammar. GV31-3 tar dessutom vatten både från akvifär B och C, vilket gör att vattnet från de båda akvifärerna blandas. Det går därför inte att säkert veta till hur stor grad respektive akvifär är förorenad. Eftersom tryckgradienterna är riktade uppåt, är det emellertid troligt att en stor del av grundvattnet som tas i GV31-3 härstammar från akvifär C. Baserat på konduktivitetens värden, är akvifär C i sådana fall starkt förorenad i detta område. Tyvärr saknas det mätdata från GV31-3 för både ammonium och TOC, därför kan inte några slutsatser baserat på dessa substanser dras från denna brunn. Inte heller går det att dra några säkra slutsatser om föroreningssituationen i akvifär C baserat på analysresultaten av vattnet från GV30-3, eftersom endast grusningen i denna brunn når ner i akvifär C.

23.2.4 Spridningsförhållanden i tid och rum

En tydlig spridningsväg av lakvatten kan ses, vilken börjar under Filbornadeponin och sträcker sig ner i akvifär B och de ytliga delarna av akvifär C. Det illustreras i figurerna i Bilaga 4. Troligtvis sker sedan en transport upp i akvifär A, genom moränlagret från de undre akvifärerna. Att se exakt hur föroreningstransporten sker försvåras dock av att inga mätserier för ammonium och TOC finns i brunn GV31-1, -2 och -3. I vissa delar av akvifär A är trycknivån lägre än i de djupare akvifärerna. I dessa delar finns det ingen större spridningsrisk nedåt (Jeppsson och Englov, 2005 (I)). I övriga delar råder däremot de motsatta tryckförhållandena. Hur tryckförhållandena är mellan akvifär B och C, är däremot mer oklart (Peter Englov, Civ.ing., seniorkonsult, Sweco Environment AB, Malmö, personlig kommunikation, 2010-12-06). Emellertid är det bevisat att det sker ett visst läckage från grundvattnet till Väla bäck (Vanek och Englov, 2006).

Eftersom ingen analys av grundvattensituationen inne på Återvinningsanläggning Helsingborg, det vill säga längre åt sydost, har gjorts, kan ingen slutsats dras om vilka av de föroreningskällor som finns inne på området påverkar grundvattnet.

Spridningen av lakvatten ut från deponierna minskar från år 2006 till 2010. Denna slutsats baseras på att koncentrationerna av konduktivitetshöjande substanser och TOC minskar i brunn GV17-1 och -2, GV18 och G10. Dock sker det en fortsatt spridning av förorenat grundvatten bort från deponin i de djupare delarna av jordakvifärerna. Halterna av ammonium och TOC ökar framför allt i GV21-2 och -3. I dessa brunnar ökar även konduktiviteten. Konduktiviteten i vattnet kring GV30 ökar, både i akvifär A och B. Däremot är koncentrationerna av de andra substanserna minskande i GV30-1, medan ammoniumhalterna minskar och TOC-koncentrationerna ökar i GV30-3. Saneringen av Stentippen, som ligger vid GV30, kan ha gjort att koncentrationerna av ammonium och TOC minskar i GV30-1.

I kombination med spädning och spridningsprocesser, gör retardationsprocesserna att det finns en viss skillnad mellan hur långt olika substanser rör sig (se kapitel B2.2.2 i bilaga 2). En jämförelse mellan spridningen av olika substanser, visar dock att det är svårt att enbart genom analys av grundvattenprofilerna göra en jämförelse av vilka kemiska ämnen som sprider sig längst. Alla de undersökta substanserna verkar ha spridits ungefär lika långt. Gränsen för föroreningsplymen i akvifär A verkar ligga mellan GV21 och G32, medan det är svårare att säga hur långt spridningen har nått i akvifär B. I akvifär C påvisas lakvattenpåverkan i GV31-3, men det finns ingen lakvattenpåverkan i G32-2. Avståndet mellan de två brunnarna är dock så stort att det hade varit önskvärt att göra fler mätningar i akvifär C mellan dessa, för att mera noggrant avgöra hur långt föroreningar från deponierna har spridits.

Enligt Dittrich (1998) är Filbornadeponin inne i en sur anaerob fas. Det innebär att lakvattnet är surt och att halterna av kväve svavel, järn och organiskt material är höga (se tabell 12.1). Eftersom det i skrivande stund var 12 år sedan Dittrich (1998) skrev sin rapport om föroreningssituationen kring Återvinningsanläggning Helsingborg, har stora delar av deponin nu gått in i en metanogen fas. Det påverkar koncentrationerna av olika substanser i lakvattnet och därmed vilken skada spridning av lakvatten kan medföra. För att avgöra hur situationen är i fallet med föroreningskällorna på Återvinningsanläggning Helsingborg, måste en mera omfattande analys av lakvattensammansättningen göras. Det ligger utanför ramarna för denna undersökning.

23.2.5 Andra föroreningskällor

De större föroreningskällor som finns i området redovisas i kapitel 15.3. Det är främst Vålavägen och Väla industriområde som är de huvudsakliga föroreningskällorna, förutom deponierna.

Vålavägen ligger parallellt med Filbornadeponins nordvästra fot och är därmed vinkelrät mot grundvattenprofilen. Det är inte rimligt att så höga värden på konduktivitet som finns även djupt nere i marken skulle ha orsakats enbart av vägsalter från Vålavägen. På grund av att föroreningsplymen från Återvinningsanläggning Helsingborg är så stark, är det dock inte möjligt att se om salt eller andra förorenande substanser från Vålavägen bidrar till grundvattenföroreningarna. Om dagvatten från Vålavägen bidrar med förorenande substanser till grundvattnet nedströms Filbornadeponin, är detta bidrag troligtvis mycket litet, i relation till den mängd förorenande substanser som sprids från deponierna och andra föroreningskällor på Återvinningsanläggning Helsingborg. Att Vålavägens bidrag till föroreningsplymen kan negligeras, bekräftas av Nilssons (2009) bedömning. Enligt Nilsson (2009) påverkar inte den mängd klorid som läcker från Vålavägen grundvattnets resistivitet. Det beror framför allt på att de uppmätta låga resistivitetsvärdena befinner sig alltför djupt ner i marken och på att stråket med låg resistivitet är vinkelrätt mot vägen (Nilsson, 2009).

Genom att halterna av kväve och TOC som har mätts upp i grundvattnet kring vägen jämförs med schablonvärdena i tabell 15.1, kan det konstateras att halterna av kväve och TOC i dagvatten från industriområden respektive vägar i normalfallet är så pass låga att de omöjligt kan orsaka de föroreningskoncentrationer av de nivåer som förekommer i området nedströms Filbornadeponin. Då Vålavägen och Väla industriområde på inget sätt är exceptionella, är det rimligt att de halter som anges i tabell 15.1 är giltiga för dagvattnet som genereras från dem.

23.2.6 Jämförelse med resultaten från Dittrichs (1998) undersökningar

Analysen av grundvattenprofilerna visar att de slutsatser som Dittrich (1998) drog angående spridningen av ammonium och organiska substanser till största delen överensstämmer med de resultat som har fått fram i denna rapport, 12 år senare. Dittrichs (1998) grundvattenprofiler från 1998 kan ses i Bilaga 5. Brunnsbeteckningarna i Dittrichs (1998) profiler överensstämmer inte riktigt med beteckningarna som har använts i denna rapport. En konverteringstabell finns därför i tabell 18.1.

Konduktivitetsvärdena som Dittrich (1998) mätte upp har enheten 1 $\mu\text{S}/\text{cm}$, vilket är 1/10 av den enhet som används i NSR:s övervakningsprogram och i denna rapport. En jämförelse visar att konduktiviteten i de brunnar som är närmast Filbornadeponin (G10 och GV17) hade ökat något mellan 1998 och 2006, medan det till 2010 hade minskat igen till de nivåer som fanns 1998. De uppmätta halterna djupt nere i akvifer C är däremot relativt konstanta. Liknande mönster kan ses längre bort från deponin, i akvifer B, i GV31-2 och i de ytliga delarna av akvifer C. Konduktiviteten i GV21-2 är å andra sidan stigande, medan den i GV21-1 är sjunkande.

Ammoniumkoncentrationerna i GV17-1 och -2 samt i GV21-2 och -3 har ökat markant mellan åren 1998 och 2010, medan den har minskat i GV21-1. Om GV31 i Dittrichs (1998) profiler tillåts att jämföras med GV30 i de profiler som ritats i samband med den analys som redovisas i denna rapport, visar det sig att ammoniumkoncentrationerna i de ytligare jordakvifererna i detta område har minskat från 1998 till 2010. En liknande jämförelse vad gäller TOC-halterna, visar att samma mönster som för ammonium finns i GV17 och GV21. I området strax nedströms Stentippen är dock TOC-halterna oförändrade.

Eftersom G32-1 och G32-2 inte fanns då Dittrich (1998) gjorde sin analys, är det svårt att veta hur föroreningsituationen såg ut nedströms GV21 år 1998. En jämförelse mellan Dittrichs (1998) resultat och de resultat som fått fram i denna rapport, indikerar dock att spridningen av lakvatten ut från deponierna har minskat och att spridningen av förorenat grundvatten i akvifär A har stagnerat eller till och med minskat något. Det kan bland annat bero på den sluttäckning av Filbornadeponin som pågår. Hur det ser ut i akvifär B är dock svårare att säga, vilket utreds i avsnitten ovan. Dock verkar en spridning fortgå i de undre delarna av jordakvifären. Jämförelsen mellan Dittrichs (1998) analyser och profilerna från 2010 bekräftar alltså den bild som redan har fått, genom att jämföra profilerna från 2006 och 2010.

Dittrich (1998) ansåg att koncentrationerna av flera nyckelparametrar minskade ungefär 250 meter från Filbornadeponins fot, för att sedan öka igen nedströms Stentippen. Att så är fallet kan varken bekräftas eller dementeras, vad gäller ammonium och TOC, eftersom inga mätdata för dessa substanser finns för brunn GV30 och GV31, men en tydlig ökning av konduktiviteten kan ses nedströms Stentippen. Det gäller även år 2010, flera år efter att Stentippen sanerats.

Inte heller Dittrichs (1998) slutsatser angående redoxförhållandena i området är helt lätt att kommentera, baserat på de analyser som har gjorts här. Det beror främst på att endast ett fåtal parametrar analyserats. Det sistnämnda gör också att förekomsten av de övriga substanser som Dittrich (1998) analyserade, varken kan bekräftas eller dementeras här. Orsaken till det är att ingen undersökning av dessa parametrar har gjorts.

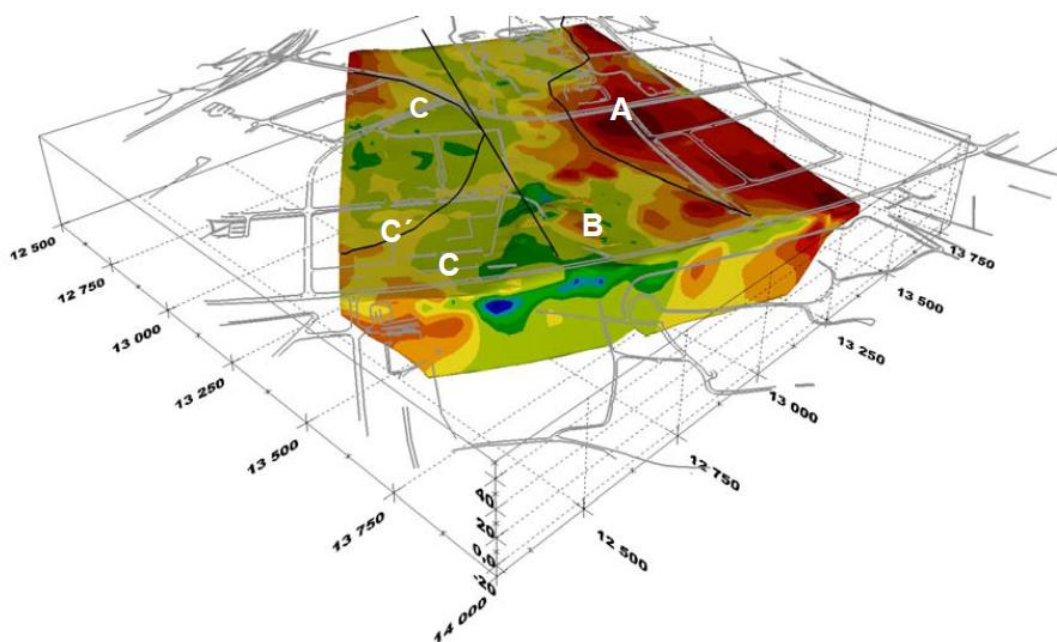
23.2.7 Jämförelse med resultaten från övriga tidigare gjorda undersökningar

Föroreningsituationen enligt Jeppson och Englövs (2005 (III)) tolkning kan ses i figur 23.1. Undersökningarna som har gjorts med geofysiska mätmetoder visar att zonen av resistivitetspåverkande substanser sträcker sig fram till Grusvägen (Jeppson och Englöv, 2005 (II)), vilken ligger cirka 660 meter från Filbornadeponins fot. Brunn GV21 ligger strax invid Grusvägen. Det stämmer överens med de slutsatser som har dragits i denna rapport. Vidare stämmer de indikationer på stark lakvattenpåverkan några hundra meter väster om Stentippen, som Jeppson och Englöv (2005 (II)) fick, in på de konduktivitetsvärden som kan ses i figur B4.1 och B4.2. Även Jansons och Kandres (1997) slutsats att området öster om Vålavägen är lakvattenpåverkat, stämmer överens med de resultat som har fått fram i denna rapport. Att förekomst av lakvatten endast uppmättes i de översta delarna av marken kring Stentippen, av Janson och Kandre (1997), stämmer dock inte med den föroreningsituation som framkommit i denna rapport. Huruvida de låga resistivitetsvärden som har uppmätts cirka 600 meter från deponin beror på lakvattenpåverkan har tidigare varit oklart. Analysen av grundvattenprofilerna visar att relativt höga föroreningshalter finns i grundvattnet som härstammar från GV21-2 och -3. Det innebär att de låga resistivitetsvärden som har uppmätts av Janson och Kandre (1997), verkligen orsakas av lakvattenpåverkan.

Vad gäller vilka akvifärer som har påverkats av lakvattnet, bekräftar Nilssons (2009) analyser delvis slutsatserna som dras i denna rapport; han ansåg att transport av förorenat grundvatten framför allt sker i de glacifluviala grovsedimenten, men att kontaminerat grundvatten även sprids till den morän som överlagrar det glacifluviala materialet. Analys av grundvattenprofilerna visar att det verkar stämma; det glacifluviala materialet och de överliggande jordlagren är starkt påverkade av lakvatten. Hur stor transporten av förorenat grundvatten är i den översta delen av berggrunden är dock svårt att säga, baserat på de analyser som har gjorts

här. Orsaken till det är främst osäkerheter om varifrån huvuddelen av grundvattnet i GV30-3 och GV31-3 har sitt ursprung. Jansons och Kandres (1997) slutsats att transporten främst sker i den vittrade delen av berggrunden kan därför varken dementeras eller bekräftas.

NSR:s slutsats att saneringen av Stentippen har medfört minskad föroreningsspredning från denna (Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, personlig kommunikation, 2010-10-11) har delvis kunnat bekräftas, eftersom koncentrationerna av ammonium och TOC minskar i GV30-1. Däremot talar den ökade konduktiviteten i GV30-1, -2 och -3 emot NSR:s bedömning. Orsaken till det är troligen att Stentippen inte sanerades med avseende på salter; salthaltiga massor avlägsnades inte från deponin (Magnus Lindsjö, utredningsingenjör, NSR AB, personlig kommunikation, 2010-11-24).



Figur 23.1. (Jeppsson och Englöv, 2005 (III), efter tillstånd av Håkan Rosqvist, Tekn. Dr., Rosqvist Resurs, 2010-12-02.) Den 3D-modell över resistiviteten i området nordväst om Filbornadeponin som har gjorts av Jeppsson och Englöv (2005 (III)).

23.2.8 Risk för skada av skyddsvärda grundvattenförekomster

De skyddsvärda grundvattenobjekt som finns kring Återvinningsanläggning Helsingborg och som hotas av spridningen av lakvatten från deponierna är framför allt akvifär C, vilken är en del av Helsingborgssandstenen. Dock bör även akvifär A och B skyddas från kontamination. Orsaken till det är att risken är stor att det sker en spridning av kontaminerande substanser till akvifär C och Väla bäck från akvifär A och B.

Baserat på den bedömning som har gjorts i denna rapport, har plymen med lakvattenförorenat grundvatten i akvifär A rört sig mellan 660 och 930 meter bort från Filbornadeponins nordvästra fot. I akvifär B har den i dagsläget nått längre än 660 meter bort från deponin. Hur mycket längre är osäkert, eftersom utbredningen av akvifär B är okänd. Hur förorenings-situationen i akvifär C ser ut är mera oklart, men säkert är att de ytliga delarna av akvifären nära Filbornadeponin är förorenade av lakvatten.

Som tas upp i kapitel 10.2.1.2 har skada, enligt §7 SGU-FS 2008:2, uppstått i akvifärerna om de riktvärden som finns i bilaga 1 till SGU-FS 2008:2 har passerats, och det inte går att visa

att de förekommande halterna inte medför någon betydande risk för miljön. Skada har också uppkommit om de förekommande halterna försämrar dricksvattenkvaliteten eller gör att vattnet inte går att använda på andra sätt. En jämförelse med gränserna för konduktivitet, TOC och ammonium, vilka kan ses i tabell 23.1 nedan, och de uppmätta värdena i akvifärerna i det undersökta området år 2010 (vilka kan ses i figurerna i Bilaga 4) visar att riktvärdena för konduktivitet och ammonium överskrids i de delar av akvifär C som är nära Filbornadeponin. De överskrids också i hela akvifär B och i de undre delarna av akvifär A. Endast i de övre delarna av akvifär A kan det urskiljas hur långt spridningen av lakvattenplymen och därmed skadan av grundvattnet skett, eftersom koncentrationerna avklingar i de bortersta brunnarna. I akvifär C gör osäkerheter att det inte går att urskilja hur långt plymen har nått, men den sträcker sig kortare än 900 meter från Filbornadeponin. I akvifär B och eventuellt också i den undre delen av akvifär A är förekomsten av förorenande substanser hög även i de bortersta brunnarna, vilket indikerar att plymen av lakvattenförorenat grundvatten sträcker sig mer än 900 meter från Filbornadeponin, men hur långt går inte att säga.

Tabell 23.1. Riktvärde för grundvatten i bilaga 1 till SGU-FS 2008:2.

Parameter	Riktvärde för grundvatten
NH ₄ ⁺	1,5 mg/l
Konduktivitet	75 mS/m
TOC	-

Eftersom många olika parametrar spelar in, är det en omfattande utredning att bedöma om skada på de olika akvifärerna har uppkommit. En sammanvägning av en mängd olika parametrar krävs för att en riktig bedömning ska kunna ske.

23.3 Felkällor

De felkällor som finns i den praktiska delen av denna studie är:

- Endast få av de förorenande substanser som finns i lakvatten har använts för att kartlägga lakvattenspridningen.
- Det finns betydande osäkerheter beträffande de hydrogeologiska förhållandena i området.
- Eftersom endast resultat från analyser utförda av andra personer än författaren till denna rapport har använts, finns det ingen kunskap om vilka eventuella felkällor som är förknippade med dessa resultat.
- En av de största felkällorna, vad gäller analysen av grundvattenföroreningssituationen är att grundvattnets trycknivå för akvifär B och C ligger över akvifär A. Detta leder till att det finns en uppåtriktad tryckgradient. Därför är det inte säkert att det vatten som pumpas till filtren härstammar från området omkring filtren, utan snarare från underliggande områden.

24. Slutsatser, föroreningssituationen och risker

De slutsatser som kan dras av analysen ovan är följande:

- Det finns skyddsvärda yt- och grundvattenobjekt nedströms Återvinningsanläggning Helsingborg.
- Spridningsförutsättningarna i området nedströms Filbornadeponin är sådana, att de skyddsvärda yt- och grundvattenobjekten är sårbara för kontamination. Denna slutsats grundar sig på att förorenande substanser bevisligen har nått de skyddsvärda objekten.
- Skada på de skyddsvärda objekten bedöms, utifrån på hur skyddsvärdet definieras.
- Spridning av förorenande substanser från deponierna som finns på Återvinningsanläggning Helsingborg har, enligt de definitioner av skada som är relevanta för skyddsvärdesdefinitionen, orsakat skada på de skyddsvärda objekten. För Väla bäck är det troligt att även andra betydande föroreningskällor än deponierna på Återvinningsanläggning Helsingborg orsakar skada. Så är inte fallet vad gäller grundvattenakvifererna. Även om en viss påverkan på akvifer A från dagvatten och kemiska substanser som har sitt ursprung från Välavägen inte kan uteslutas, är denna påverkan på grundvattnet försumbart jämfört med den påverkan som föroreningskällorna på Återvinningsanläggning Helsingborg har.
- Eftersom förekomsten av endast en bråkdel av de potentiellt skadliga substanser som finns lakvatten och som tas upp i kapitel 12 har studerats, går det inte att säga något om halterna av andra kemiska substanser i grund- och ytvattnet. Baserat på litteraturstudien finns det emellertid en stor mängd olika substanser i lakvattnet vilka kan bidra till skada på grund- och ytvattenförekomsterna nedströms Återvinningsanläggning Helsingborg.
- Om inga åtgärder görs, kommer en fortsatt spridning av lakvatten till de skyddsvärda vattenförekomsterna troligtvis att ske i hundratals år framöver. Eftersom grundvattenförekomsternas kemiska status bör vara god och Välabäcken ska ha uppnått en god ekologisk status senast år 2021, är spridning av förorenande substanser från deponierna ett problem som bör åtgärdas. Sluttäckning kan delvis minska lakvattenproduktionen och därmed läckaget av förorenande substanser, men sluttäckning hindrar inte inträngning av grundvatten, vilket gör att spridningen av förorenande substanser från deponierna kommer att fortgå.

25. Rekommenderade åtgärder

En mera omfattande studie av föroreningssituationen i området i fråga krävs, för att uppskatta omfattningen av skadorna.

En utvärdering av grundvattenkvaliteten enligt SGU-FS 2008:2 i akvifärerna A, B och C bör göras, för att fastställa omfattningen av skadorna på grundvattenakvifärerna. Väla bäck har, inom ramarna för utvärderingen av den ekologiska statusen hos Skavebäcken, redan delvis analyserats med avseende på skada. En mera ingående utvärdering av andelen av den totala mängden förorenande substanser i bäcken som härstammar från deponierna på Återvinningsanläggning Helsingborg bör dock göras, för att se hur stor skada spridning av förorenande kemiska ämnen ger på bäcken.

För att få en mera heltäckande bild av föroreningsområdet rekommenderas det att grundvattenövervakningsprogrammet fortsätter och utökas, så att även viktiga indikatorparametrar som TOC och ammonium analyseras i GV18, GV32-1 och -2 samt i G10 och G11. En analys av borhalterna i grundvattnet, vilka enligt Dittrich (1998) är en bra indikator för hur föroreningar från lakvatten har spridit sig, bör också göras.

För att utvärdera hur risksituationen kommer att se ut i framtiden och för att kunna urskilja trender i vilka förorenande substanser som kommer att finnas i lakvattnet i framtiden, bör även resultaten från lakvattenövervakningsprogrammet analyseras mera ingående.

För att kunna studera hur långt spridningen av förorenande substanser har skett i akvifär C och B, rekommenderas det att några nya observationsrör inrättas i dessa akvifärer. Dessutom bör provborrningar göras mellan GV21 och G32 samt bortanför G32, för att bestämma utbredningen av akvifär B i nordvästlig riktning från Filbornadeponin. I akvifär C bör ett antal observationsrör sättas mellan 300 och 900 meter nordväst om Filbornadeponins nordvästra fot. Observationsrören i akvifär B bör sättas bortanför G32, det vill säga mer än 950 meter från Filbornadeponins fot, i nordvästlig riktning. Det senare gäller förutsatt att provborrningar visar att det glaciälviala materialet sträcker sig bortanför G32. I annat fall bör observationsrören sättas i de bortersta konstaterade delarna av akvifär B.

Lakvattenspridningen från deponierna orsakar i skrivande stund skada på skyddsvärda objekt enligt den bedömning som har gjorts i denna rapport. Dessutom ser föroreningsplymen ut att avancera framåt i akvifär B. Även om utbredningen av denna akvifär inte är känd är detta ett problem, eftersom det förorenade grundvattnet sprider sig till akvifär A eller C, då slutet på akvifär B nås. Enligt § 33 i SFS 2001:512, kommer NSR att ha ansvar för de nedlagda deponierna och därmed för att förhindra och åtgärda kontaminering av omgivande vattenförekomster orsakad av deponierna i minst 30 år efter att dessa stängts, eller tills skadan som orsakas av kontamineringen upphör. Åtgärder måste därför vidtas av NSR för att minska spridningen av lakvatten från deponierna. En kostnad-nyttaanalys av hur dessa åtgärder ska utformas, bör göras. Eftersom det inte i denna studie går att säga att deponierna som NSR har ansvar för är den enda föroreningskälla som orsakar kontaminering av Väla Bäck, har NSR inte ensamt ansvar för dess sanering (enligt Miljöbalk 1998:808, kap 10 §6).

26. Källförteckning

Avfall Sverige. 2006. *Deponihandboken*. Olika kapitel är från olika år. Kapitel 12 är uppdaterat 2002, kapitel 19 är uppdaterat 2003. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Deponering/Handbok060727.pdf>, 2010-09-23.

Banverket. 2008 (I). *Förorenade områden - system för riskanalys och prioritering*. BVS 585.82. Version 2. Dnr: F 08-4088/SA60.

Banverket. 2008 (II). Banverkets spridningsmodell.

Belevi, H., Baccini, P. 1989. *Long Term Behavior of Municipal Solid Waste Landfills*. Waste Management & Research, vol. 7, ss. 43-56.

Bendz, D., Bramryd, T., Meijer J-E., Ohlsson T. 1999. *Avfallsdeponering - trender, strategier och hållbar utveckling; slutrapport*. AFR-report 260. AFN, Naturvårdsverket. ISSN 1102-6944. Naturvårdsverket. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/afr-r-260-se.pdf>, 2010-08-09.

Birgersson, B., Sterner, O. Zimerson, E. 2009. *Kemiska hälsorisker; Toxikologi i kemiskt perspektiv*. ISBN: 978-91-47-04515-0, Liber AB.

Bjerg, P. L., Christensen, T. H. 1993. *A field experiment on cation exchange-affected multicomponent solute transport in a sandy aquifer*. Journal of Contaminant Hydrology, vol. 12, ss. 269-290.

Brönmark, C., Hansson, L.-A. 2005. *The Biology of Lakes and Ponds*. Second Edition. ISBN: 0-19-851612-6. Oxford University Press.

Cairns, Jr. J., Niederlehner, B. R., Smith, E. P. 1995. *Ecosystem Effects: Functional End Points*. Ingår som kapitel 19 i en antologi av Rand, G. M. (red.) *Fundamentals of Aquatic Toxicology; Effects, Environmental Fate and Risk Assessment*. Second Edition. ISBN: 1-56032-091-5. Taylor & Francis.

Cameron, R. D., Koch, F. A. 1980. *Toxicity of Landfill Leachates*. Journal Water Pollution Control Federation, vol. 52, No. 4, ss. 760-769.

Civita, M., De Maio, M., 1997. *SINTACS. Un sistema parametrico per la valutazione e la cartografia della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento. Metodologia and automatizzazione*. Pitagora Editrice, Bologna, s. 191.

Dave, G., Nilsson, E. 2005. *Increased reproductive toxicity of landfill leachate after degradation was caused by nitrite*. Aquatic Toxicology, vol. 73, ss. 11-30.

Dr. Dittrich & Partner Hydro-Consult GmbH Bannewitz. (Dittrich). 1998. *Groundwater-Monitoring-System, Filborna Landfill*. Konsultrapport utförd på uppdrag av NSR.

Eken, K. 1987. *Geohydrologisk undersökning vid Filborna avfallsupplag i Helsingborg*. Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet. Nr 19. Geologiska institutionen, Lunds Universitet.

Elert, M. 2006. *Bedömning av riskreduktion vid efterbehandling; fas 1*. Rapport 5540. Naturvårdsverket. Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering. ISBN 91-620-5540-2.pdf. ISSN 0282-7298. Naturvårdsverket. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5540-2.pdf>, 2010-11-27.

Englöv, P. 2010. Kontrollpunkter NSR. Sammanställning över grundvattenprovtagningspunkterna på Återvinningsanläggning Helsingborg.

Fetter, C. W. 2001. *Applied Hydrogeology*. International Edition. Fourth Edition. University of Wisconsin-Oshkosh. ISBN: 0-13-133687-8. Pearson Education International.

Frey, S. 2006. *Long-Term Investigations for Landfills with Regard to Heavy Metal Leaching, a Prospective Risk Assessment*. Diploma Thesis, Department for Water Resources Engineering, Lund Institute of Technology (LTH), Lund University, Sweden. Elektronisk. Tillgänglig på: http://www.sysav.se/upload/ovrigt/Sysav%20Utveckling%20rapporter/Long-Term_investigations_for_Landfills_with_Regard%20to_Heavy_Metal_Leaching.pdf, 2010-10-28.

Fürst, H. 2008 (I). Naturvårdsverkets hemsida. *Nya generella riktvärden för förorenad mark*. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-fororenade-omraden/Riskbedomning/Nya-generella-riktvarden-for-fororenad-mark/>, 2010-08-01.

Fürst, H. 2008 (II). Naturvårdsverkets hemsida. *Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling*. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-fororenade-omraden/Naturvardsverkets-utgangspunkter-for-efterbehandling/>, 2010-08-30.

GEMS/Water Programme. UNEP, ERCE, UNESCO. 2008. *Water Quality for Ecosystem and Human Health*. 2nd edition. ISBN 92-95039-51-7. Prepared and published by the United Nations Environment Programme Global Environment Monitoring System (GEMS)/Water Programme. Elektronisk. Tillgänglig på: http://www.unwater.org/worldwaterday/downloads/water_quality_human_health.pdf, 2010-10-13.

Hjelmar, O., Andersen, L., Bjerre Hansen, J. 2000. *Leachate emissions from landfills*; Final Report. AFR-REPORT 265. AFN, Naturvårdsverket. ISSN 1102-6944. ISRN AFR-R--265—SE.

Hjelmar, O., van der Sloot, H. A., Gouyonnet, D., Rietra, R. P. J. J., Brun, A., Hall, D. 2001. *Development of Acceptance Criteria for Landfilling of Waste: an Approach Based on Impact Modelling and Scenario Calculations*. Proceedings Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italien. ss. 711-721. © CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italien.

Hooper, D. U., Chapin, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J. H., Lodge, D. M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A. J., Vandermeer, J., Wardle, D. A. 2005. *Effects of Biodiversity on Ecosystem Functioning: a Consensus of Current Knowledge*. Ecological Monographs, vol. 75, no. 1, ss. 3-35.

Institutionen för Mark- och Vattenteknik, KTH. 2010. *Operativ prediktionsmodell för miljöpåverkan av vägsalt*. Elektronisk. Tillgänglig på:
http://www.lwr.kth.se/Forskningsprojekt/predmodell_vagsalt/index.htm, 2010-11-16.

Jeppsson, H., Englov, P. 2005 (I). *Geologisk och Hydrologisk modell, Filborna*. SWECO VIAK AB, på uppdrag av NSR AB. Uppdragsnummer 1270071000.

Jeppsson, H., Englov, P. 2005 (II). *Resistivitmätningar vid motorbanan, väst Filborna avfallsanläggning*. Resultatrapport. Sweco Viak AB, Södra regionen. Uppdragsnummer 1270071100.

Jeppsson, H., Englov, P. 2005 (III). *Tredimensionell resistivetsmodell för området närmast väster om Filborna avfallsanläggning*. Sweco Viak AB, Södra regionen. Uppdragsnummer 1270071100.

Jeppsson, H., Englov, P. 2006. *Filborna återvinningsanläggning - Uppskattning av grundvatteninläckage till deponi*. PM. Sweco Viak AB. Uppdrag 1240071000.

Kemikalieinspektionen. 2003. *Underlag till fördjupad utvärdering av miljökvalitetsmålet Giftfri miljö*. Dnr 342-531-03. Elektronisk. Tillgänglig på:
http://kemi.se/upload/Giftfri%20milj%C3%B6/Docs/Fordjupad_utvardering_GFM_2003.pdf, 2010-11-07.

Kemikalieinspektionen. 2010 (I). Kemikalieinspektionens hemsida. *Regler om kvicksilver*. Elektronisk. Tillgänglig på: http://www.kemi.se/templates/Page_____5484.aspx, 2010-08-26.

Kemikalieinspektionen. 2010 (II). Kemikalieinspektionens hemsida. *Så påverkar Reach svenska regler*. Elektronisk. Tillgänglig på:
http://www.kemi.se/templates/Page_____4691.aspx, 2010-09-19.

Kumar, D., Alappat, B., J. 2005. *Evaluating leachate contamination potential of landfill sites using leachate pollution index*. Clean Techn. Environ. Policy, vol 7, ss. 190–197.

Lagerkvist, A. 2003. *Landfill Technology*. Technical Report. Luleå University of Technology; Department of Environmental Engineering; Division of Waste Science and Technology. ISSN: 1402 -1536.

Lake, I. R., Lovett A. A., Hiscock, K. M., Betson, M., Foley A., Sünnerberg, G., Evers, S., Fletcher S. 2003. *Evaluating factors influencing groundwater vulnerability to nitrate pollution: developing the potential of GIS*. Journal of Environmental Management, vol. 68, ss. 315–328.

Larm, T. 2008. *Referenser till StormTacs schablonhalter för dagvatten*. Sweco. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.stormtac.com/PM%20StormTac%20referenser.pdf>, 2010-11-16.

Lindsjö, M. 2010. *PM- Uppföljning av vattenkvaliteten i Väla bäck där den passerar Återvinningsanläggning Helsingborg*. NSR AB.

- Lundmark, A. 2003. *Predicting environmental impact of deicing salt – a modeling approach*. Dept. of Land and Water Resources Engineering, KTH. Elektronisk. Tillgänglig på: http://www.lwr.kth.se/Forskningsprojekt/predmodell_vagsalt/Predicting%20envrionmental%20impacts%20of%20deicing%20salt.pdf, 2010-11-16.
- Mancini, I.M., Sdao, F., Masi, S., D'Ecclesiis, G., 1999. *Hydrogeological Pollution Risk from Solid Waste: Defining Landfill Siting Criteria and Reclamation Priority*. Proceeding of 7^o International landfill symposium, 4–8 October, Cagliari, Italy, ss. 579–588.
- Molander L. 2000. *Metoder för lakvattenbehandling*, RVF rapport 6 2000.
- Matson, C. W., Gillespie, A. M., McCarthy, C., McDonald, T. J., Bickham, J. W., Sullivan, R., Donnelly K. C. 2009. *Wildlife toxicology: biomarkers of genotoxic exposures at a hazardous waste site*. Ecotoxicology, vol. 18, s. 886–898.
- Naturvårdsverket. 1997. *Generella riktvärden för förorenad mark; Beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning; Efterbehandling och sanering*. Rapport 4638. ISBN: 91-620-4638-1 pdf. ISSN: 0282-7298. Naturvårdsverket Förlag. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-4638-1.pdf>, 2010-10-24.
- Naturvårdsverket. 1999 (I). *Metodik för inventering av Förorenade områden; Bedömningsgrunder för miljö kvalitet; Vägledning för insamling av underlagsdata*. Rapport 4918. ISBN: 91-620-4918-6. ISSN: 0282-7298. Naturvårdsverket Förlag. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-4918-6.pdf>, 2010-08-24.
- Naturvårdsverket. 1999 (II). *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet; Grundvatten*. Rapport 4915. ISBN: 91-620-4915-1. ISSN: 0282-7298. Naturvårdsverket Förlag.
- Naturvårdsverket. 2003. *Utvärdering av genomförandet av deponeringsdirektivet*. Dnr NV 641-592-02. Elektronisk. Tillgänglig på: http://www.naturvardsverket.se/upload/06_produkter_och_avfall/avfall/hantering%20av%20avfall/deponering/regeringsuppdrag.pdf, 2010-08-26.
- Naturvårdsverket. 2007. *Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon; En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp*. Handbok 2007:4. Utgåva 1. ISBN 978-91-620-0147-6. ISSN 1650-2361. Naturvårdsverket. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-0147-6.pdf>, 2010-08-19.
- Naturvårdsverket. 2008. *Lakvatten från deponier*. Fakta 8306. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-8306-9.pdf>, 2010-07-17.
- Naturvårdsverket. 2009 (I). *Beräkningsprogram för riktvärden i mark*. Naturvårdsverkets hemsida. Startside/Webbokhandeln/Riktvärden för förorenad mark. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Nedre-meny/Webbokhandeln/ISBN/5900/978-91-620-5976-7/>, 2010-09-19.

Naturvårdsverket. 2009 (II). Riskbedömning av förorenade områden; En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. Rapport 5977. ISBN 978-91-620-5977-4. ISSN 0282-7298. Naturvårdsverket. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5977-4.pdf>, 2010-09-19.

Naturvårdsverket. 2009 (III). Riktvärden för förorenad mark; Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976. ISBN 978-91-620-5976-7. ISSN 0282-7298. Naturvårdsverket. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5976-7.pdf>, 2010-09-19.

Naturvårdsverket. 2010 (I). Miljömålsportalens hemsida. 9. Grundvatten av god kvalitet. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.miljomal.se/9-Grundvatten-av-god-kvalitet/>, 2010-11-07.

Naturvårdsverket. 2010 (II). Naturvårdsverkets hemsida. *Hållbar Sanering – kunskapsprogram*. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Miljogifter/Forskning-om-miljogifter/Hallbar-Sanering/>, 2010-10-24.

Naturvårdsverket. 2010 (III). Miljömålsportalens hemsida. 8. *Levande sjöar och vattendrag*. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.miljomal.se/8-Levande-sjoar-och-vattendrag/>, 2010-11-07.

Neal, C. *Alkalinity measurements within natural waters: towards a standardized approach*, *The Science of The Total Environment*, vol 265, Issues 1-3, ss. 99-113.

Nilsson. I. (redaktör). Uppdaterad av Björnsson, L., Murto, M. 2007. *Environmental Biotechnology*. Department of Biotechnology. Lund University.

Nilsson F. 2009. *Föroreningsspridning och geologi vid Filborna i Helsingborg*. Examensarbeten i Geologi vid Lunds universitet - Kvartärgeologi, nr. 251. Geologiska institutionen. Centrum för GeoBiosfärsvetenskap. Lunds universitet.

NSR AB. 2007. *Med miljön i fokus*. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.nsr.se/Default.aspx?ID=282>, 2010-12-09.

NSR AB. 2010. Vattenövervakningsprogram.

Peterson, G., Allen, C. R., Holling, C. S. 1998. *Ecological Resilience, Biodiversity, and Scale*. *Ecosystems*, vol. 1, ss. 6–18.

Preston BL, Shackelford J. (2002) *Multiple stressor effects on benthic biodiversity of Chesapeake Bay: implications for ecological risk assessment*. *Ecotoxicology*, vol. 11, ss. 85-99.

Rapti-Caputo, D., Sdao, F., Masi, S. 2006. *Pollution risk assessment based on hydrogeological data and management of solid waste landfills*. *Engineering Geology*, vol. 85, ss. 122–131.

Rosqvist H. (Projektledare). Lindsjö M., Sparrenbom C., Wadstein E., Åkerlund E. 2008. *Riskbedömning vid deponier. Modellerings enligt TAC-modellen för svenska förhållanden*. Rapport 2008:07. Avfall Sverige utveckling. Statens geotekniska institut/SIG. ISSN 1103-4092. Elektronisk. Tillgänglig på: http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Utveckling/2008_07.pdf, 2010-08-24.

Ryker, S. J., Small, M. J. 2008. *Combining Occurrence and Toxicity Information to Identify Priorities for Drinking-Water Mixture Research*. Risk Analysis, Vol. 28, No. 3, ss. 653-666.

Rönnols, E., Winkler, Å. 2005. *Kontrollprogram för Filborna återvinningsanläggning*. Nordvästra Skånes Renhållnings AB.

Schmoll, O., Howard, G., Chilton, J., Chorus, I (red.). 2006. *Protecting Groundwater for Health: Managing the Quality of Drinking-water Sources*. World Health Organization. ISBN: 1843390795. IWA Publishing, London, UK.

Schnoor, J. L. 1996. *Environmental modelling; Fate and Transport of Pollutants in Water, Air and Soil*. Department of Civil & Environmental Engineering, University of Iowa. John Wiley & Sons, Inc. A Wiley-Interscience Publication. ISBN 0-471-12436-2.

Singh, R. K., Datta, M., Nema, A., K. 2010. *Review of groundwater contamination hazard rating systems for old landfills*. Waste Management & Research, vol. 28, ss. 97–108

Skogsjö, E. 2007. Naturvårdsverkets hemsida. *Känslighet och skyddsvärde. Föroreningskänslighet och skyddsvärde*. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Bedomningsgrunder-for-miljokvalitet/MIFOFororenade-omraden/Kanslighet-och-skyddsvarde/>, 2010-08-19

Skogsjö, E. 2009. Naturvårdsverkets hemsida. *Inventeringsmetodiken MIFO/Bedömningsgrunder för förorenade områden*. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Bedomningsgrunder-for-miljokvalitet/MIFOFo18rorenade-omraden/>, 2010-08-01.

Suter II, G. W. 1995. Introduction to Ecological Risk Assessment for Aquatic Toxic Effects. Ingår som kapitel 28 i en antologi av Rand, G. M. (red.) *Fundamentals of Aquatic Toxicology; Effects, Environmental Fate and Risk Assessment*. Second Edition. ISBN: 1-56032-091-5. Taylor & Francis.

Svensson, C. 2005. *Groundwater Chemistry, a Hydrogeological Introduction*. Avdelningen för TekniskGeologi, Lunds Tekniska Högskola.

Sveriges geologiska undersökning. 2010 (I). Sveriges geologiska undersöknings hemsida. *Översikt över SGUs kartor och publikationer*. Elektronisk. Tillgänglig på: http://www.sgu.se/sgu/sv/produkter-tjanster/produkter/sgu_publ/oversikt.html, 2010-09-01.

Sveriges Geologiska Undersökning. 2010 (II). Sveriges geologiska undersöknings hemsida. *Hydrogeologisk konsekvensbedömning och riskanalys*. Elektronisk. Tillgänglig på: http://www.sgu.se/dokument/service_sgu_publ/fakta_uppdrag-konsekvens.pdf, 2010-10-26.

Sveriges Geologiska Undersökning. 2010 (III). Sveriges geologiska undersöknings hemsida. *Miljömål*. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.sgu.se/sgu/sv/miljomal/index.html>, 2010-11-07.

Sveriges Geologiska Undersökning. 2010 (IV). Sveriges geologiska undersöknings hemsida. *Grundvatten av god kvalitet*. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.sgu.se/sgu/sv/miljomal/vatten/index.html>, 2010-11-07.

Sveriges Geologiska Undersökning. 2010 (V). Sveriges geologiska undersöknings hemsida. *Remiss av reviderade bedömningsgrunder för grundvatten*. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.sgu.se/sgu/sv/produkter-tjanster/nyheter/nyheter-2010/bedomningsgrunder.html>, 2010-11-10.

Thomas, D. J. L., Tyrrel S. F., Smith R., Farrow S. 2009. *Bioassays for the Evaluation of Landfill Leachate Toxicity*. Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B, vol. 12, ss. 83–105.

Torres Guzmán, F., González, F. J. A., Martínez, R. R. 2010. *Implementing *Lecane quadridentata* acute toxicity tests to assess the toxic effects of selected metals (Al, Fe and Zn)*. Ecotoxicology and Environmental Safety, vol. 73, ss. 287–295.

Törneman, N. (proj. ledare), van Praagh, M., Johansson, M., Karlsson, L., Ingelstedt Frendberg, L., Heander, E., Johansson, A. 2009. *Organiska riskämnen i lakvatten - en litteraturgenomgång och problembedömning*. Sweco Environment på uppdrag av Naturvårdsverket. Elektronisk. Tillgänglig på: http://www.naturvardsverket.se/upload/06_produkter_och_avfall/avfall/hantering%20av%20avfall/deponering/las_mer_om_deponering/Rapport_om_organiska_riskamnen_lakvatten/Rapport_lakvatten_SWECO.pdf, 2010-12-13.

U. S. EPA. 1981. *Summary Report; Control and Treatment Technology for the Metal Finishing Industry; Ion Exchange* EPA 625/-81-007. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.p2pays.org/ref/23/22186.pdf>, 2010-12-12.

U. S. EPA. 2001. *Risk assessment guidance for Superfund: Volume III - Part A, Process for conducting probabilistic risk assessment*. Rapport nr: EPA 540-R-02-002.
U.S. Environmental Protection Agency: Washington, DC. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/rags3adt/>, 2010-11-01.

Van Der Well, M.E.W., Cuppens, M., Lamers, L.P.M., Roelofs, J.G.M. 2006. *Detoxifying toxicants: interactions between sulfide and iron toxicity in freshwater wetlands*. Environ. Toxicol. Chem., vol. 25 (6), ss. 1592–1597.

Vanek, V., Englöv, P. 2006. *Kartering av Väla bäck nedströms Filborna*. SWECO VIAK, Södra regionen. Uppdragsnummer 1270071.000.

Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna. 2008. *Vattenkartan*. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.vattenkartan.se/>, 2010-11-01.

Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna. 2009 (I). *VISS – VatteninformationsSystem Sverige*.

Sökord: Skavebäck. Elektronisk. Tillgänglig på:
<http://www.viss.lst.se/Waters.aspx?waterEUID=SE622459-130984>, 2010-10-31.

Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna. 2009 (II). *VISS – VatteninformationsSystem Sverige*. Sökord: Helsingborgssandstenen. Elektronisk. Tillgänglig på:
<http://www.viss.lst.se/Waters.aspx?waterEUID=SE621791-130957>, 2010-10-31.

Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna. 2009 (III). *VISS – VatteninformationsSystem Sverige*. Sökord: Ängelholm-Ljungbyhed. Elektronisk. Tillgänglig på:
<http://www.viss.lst.se/Waters.aspx?waterEUID=SE622920-131761>, 2010-10-31.

Vukicevic, C. 2007. *Provpunkter vatten kontrollprogram, Bilaga 4*.

Ward, R.C., Robinson, M. 2000. *Principles of Hydrology*. 4th Edition. ISBN: 978 0 07 709502 4. McGraw-Hill International (UK) Limited.

World Health Organisation (WHO). 2008. *Guidelines for Drinking-water Quality*. Third Edition, Incorporating the First and Second Addenda. Volume 1. Recommendations. ISBN 978 92 4 154761 1 (WEB version). Elektronisk. Tillgänglig på:
http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/fulltext.pdf, 2010-10-12.

World Health Organisation. 2010. WHO:s hemsida. *WHO Guidelines for drinking-water quality*. Elektronisk. Tillgänglig på:
http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/guidelines/en, 2010-11-23.

Åkerlund, E., Wadstein, E., Rosqvist, H., Frogner Kockum, P. 2006. *Hälso- och miljörisker vid deponering av avfall som lakar höga halter av klorid och sulfat - En förstudie*. SGI. Varia 564. ISSN: 1100-6692. Elektronisk. Tillgänglig på: <http://www.energiaskor.se/pdf-dokument/Kriterier/SGI-V564.pdf>, 2010-08-02.

Öberg, T. 2006. *Probabilistisk riskbedömning fas 1*. Rapport 5532. Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering. ISBN 91-620- 5532-1.pdf. ISSN 0282-7298. Naturvårdsverket. Elektronisk. Tillgänglig på: <https://www.naturvardsverket.se:4545/Documents/publikationer/620-5532-1.pdf>, 2010-11-01.

Öberg. 2009. *Miljöriskanalys*. ISBN: 978-91-44-05482-7. Studentlitteratur.

Öman C., Malmberg M., Wolf-Watz C. 2000 (I). *Handbok för Lakvattenbedömning*. IVL. B 1354. RFV Rapport 00:7. Elektronisk. Tillgänglig på:
<http://www.ivl.se/download/18.2f3a7b311a7c806443800055139/B1354.pdf>, 2010-08-07

Öman C., Malmberg M., Wolf-Watz C. 2000 (II). *Utveckling av metoder för Karakterisering av lakvatten från avfallsupplag; Slutrapport*. B 1353. RVFs Utvecklingssatsning Deponering Rapport nr 3. Elektronisk. Tillgänglig på:
<http://www.ivl.se/download/18.2f3a7b311a7c806443800055137/B1353.pdf>, 2010-08-07.

Øygard, J.K., Måge, A., Gjengedal, E. 2004. *Estimation of the mass-balance of selected metals in four sanitary landfills in Western Norway, with emphasis on the heavy metal content of the deposited waste and the leachate*. Water Res. 38, ss. 2851–2858.

26.1 Källor till bilder och figurer

Jeppsson, H., Englov, P. 2005 (III). *Tredimensionell resistivitetsmodell för området närmast väster om Filborna avfallsanläggning*. SWECO VIAK AB, Södra regionen. Uppdragsnummer 1270071100.

Lantmäteriets digitala kartbibliotek. 2009. Gävle. ©

Lindsjö, M. Utvecklingsingenjör, NSR. 2010.

Nilsson F. 2009. *Föroreningsspridning och geologi vid Filborna i Helsingborg*. Examensarbeten i Geologi vid Lunds universitet - Kvartergeologi, nr. 251. Geologiska institutionen. Centrum för GeoBiosfärsvetenskap. Lunds universitet.

Vukicevic, C. 2007. *Provpunkter vatten kontrollprogram, Bilaga 4*.

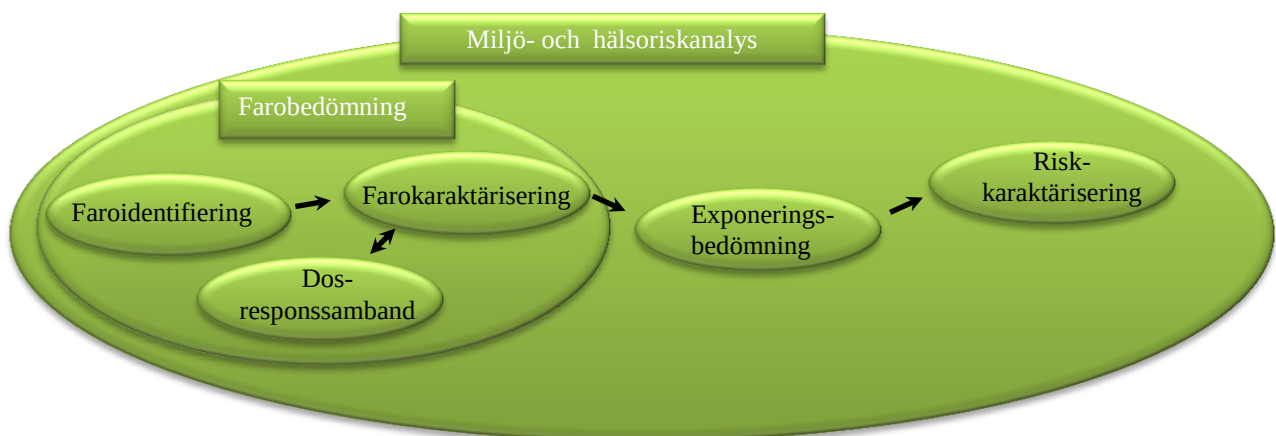
Öberg. 2009. *Miljöriskanalys*. ISBN: 978-91-44-05482-7. Studentlitteratur.

Bilaga 1. Riskanalys

Riskhantering är ett vitt begrepp, som omfattar både analys, bedömning av riskerna och värdering av hur de bör kontrolleras eller reduceras (Håkan Frantzich, universitetslektor i brandteknik och riskhantering, Lunds universitet, föreläsning, LTH, 2009-01-20). Beroende på vilken typ av risk som det handlar om, varierar det tillvägagångssätt för riskhantering som är mest tillämpligt. I denna rapport kommer miljö- och hälsorisker behandlas.

B1.1 Miljö- och hälsoriskanalysprocessen

Bedömningsprocessen kan, vid analys av miljö- och hälsorisker, delas upp i risk- och farobedömning. Dessa två huvudprocesser kan i sin tur delas in i ett antal delprocesser. De steg som ingår i en sådan riskbedömning redovisas i figur B1.1. Då en farobedömning ska göras krävs en faroidentifiering, en farokaraktärisering och ett dos-responssamband. Efter att farobedömningen genomförts sker en exponeringsbedömning, följt av en riskkaraktärisering (Öberg, 2009).



Figur B1.1. (Ändrad efter Öberg, 2009 och Anders Gudmundsson, universitetslektor i ergonomi och aerosolteknologi, Lunds universitet, föreläsning, LTH 2009-02-10) Riskbedömningsprocessen kan delas upp i riskbedömning och farobedömning. Dessa två huvudprocesser kan i sin tur delas in i ett antal delprocesser.

Vid faroidentifieringen utpekas de faror som är relevanta för situationen och som därför bör analyseras vidare. Här ska det skyddsvärda definieras, såväl som begreppet skada. Dessutom ska relevanta tidsmässiga och rumsliga avgränsningar göras. På detta sätt kan det avgöras hur faran ser ut; hur och vad som kan orsaka skada. Det finns en mängd olika metoder för faroidentifiering, bland annat kan felträd och checklistor användas (Öberg, 2009). Vilken typ av metod som är mest lämplig beror på vilken sorts fara man analyserar.

Farokaraktäriseringen innebär att den eller de faror som identifierats beskrivs närmare. För kemiska substanser är kemiska egenskaper och toxicitet relevant att ta upp. Dos-responssamband är en viktig del av farokaraktäriseringen om agensen (riskfaktorn) är en kemisk substans (Öberg, 2009).

I exponeringsbedömningen ingår det att värdera hur agensen kommer i kontakt med den eller de skyddsvärda objekten (endpoints). Exponeringsgraden bedöms generellt kvantitativt och dess storlek, frekvens och varaktighet är centralt för denna delprocess. Riskkällor, spridnings-

och exponeringsvägar samt osäkerheter och antaganden tas upp i exponeringsbedömningen (Öberg, 2009). Spridningsmodeller och exponeringsmönster samt beräkning av mängder och koncentrationer används för att bestämma exponeringens storlek.

Vid riskkaraktäriseringen analyseras sannolikheten för och graden av negativa effekter på skyddsobjektet, vid en given exponering (Öberg, 2009). Detta görs genom en sammanställning och utvärdering av de resultat som framkommit under faro- och exponeringsbedömningen. För riskbedömning av exempelvis kemiska ämnen, innefattar riskkaraktäriseringen en analys av dos-effektsambandet och exponeringsbedömningen för kemikalien i fråga. Resultaten kan vara antingen kvantitativa eller kvalitativa. Riskmatriser, index och rangordningar är exempel på hur risker kan redovisas kvalitativt. Kvantitativa utvärderingar av risker kan redovisas förslagsvis genom kvoter eller med probabilistiska metoder (Öberg, 2009). I riskkaraktäriseringen ska även antaganden och förenklingar samt en osäkerhetsanalys ingå (Anders Gudmundsson, universitetslektor i ergonomi och aerosolteknologi, Lunds universitet, föreläsning, LTH, 2009-02-10).

Delstegen i riskanalysprocessen bör inte ske kronologiskt, utan arbetet med de olika delarna ska helst ske parallellt, eftersom de kompletterar varandra och är delvis beroende av varandra. Även om de resultat som fås ut av en riskbedömning är vetenskapligt korrekta, innebär varje steg i en riskbedömning antaganden och osäkerheter, vilka avspeglar sig i resultatet. Därför är transparens och tydlighet en viktig del i processen. Redovisning av osäkerheter kan göras till exempel genom användning av konfidensintervall, standardavvikelse och andra statistiska metoder, men även genom kvalitativa metoder (Öberg, 2009).

Efter att riskbedömningen är slutförd måste resultaten kommuniceras till berörda parter och för att rätt beslut ska tas är det viktigt att resultaten tolkas på rätt sätt. Detta görs i riskhanteringsprocessen, vilken omfattar riskvärdering, riskbegränsning och riskövervakning. Under rubriken riskvärdering utvärderas relationen kostnad-nytta. En åtgärd medför alltid kostnader av något slag, därför är det viktigt att endast utföra den eller de åtgärder som är mest lönsamma (Öberg, 2009). Riskbegränsning innefattar, precis som namnet indikerar, åtgärder som minskar eller förebygger risker. Exempel på sådana åtgärder är skyddsåtgärder för begränsning av skada, spridning av risker samt förberedelse för hantering av skada. Syftena med riskövervakning är att fastställa nya faror och att utvärdera effekten av de åtgärder som har utförts (Öberg, 2009).

B1.1.1 Skyddsvärde, sårbarhet och skada vid miljöriskanalyser

Miljö- och hälsoriskanalyser är i princip likartat upplagda, men miljöriskanalyser är generellt sett mera komplexa än hälsoriskanalyser. Orsaken till det är att de endpoints som måste beaktas är många fler i en miljöriskanalys. Hänsyn måste tas till en mängd olika spridningsscenarier och till både direkta och indirekta effekter på olika nivåer (Suter II, 1995).

Hur ett skyddsvärde ska definieras beror på vilken typ av endpoint det är, men dess värde måste alltid kunna motiveras; den måste vara relevant antingen ur ett biologiskt eller ett samhällsligt perspektiv. Värdering av skyddsvärdet kan göras genom att beakta nyttoaspekter som handelsvärde, rekreation och ekosystemservice eller genom att ta hänsyn till icke nyttoaspekter som estetiska-, kulturella eller rent vetenskapliga värden. Ett skyddsvärde kan definieras på flera olika nivåer; allt ifrån en hel nationalpark, till en enskild population kan vara skyddsvärda. Att ett område anses vara känsligt beror på att det är skyddsvärt eller på att skyddsvärda objekt eller organismer finns i området (Göran Bengtsson, professor i kemisk ekologi/ekotoxikologi vid Lunds universitet, föreläsning, LTH, 2009-02-26; Suter II, 1995).

Risken för att ett skyddsvärt objekt ska skadas måste dessutom vara kommunicerbar; skadan som man utvärderar risken för måste vara mätbar, eftersom det inte är någon mening med att uppskatta risken för något om det är okänt hur händelsen ska registreras (Suter II, 1995). Indikatorer på skada ska vara generella, lättförståeliga, känsliga och relevanta (Cairns et al., 1995).

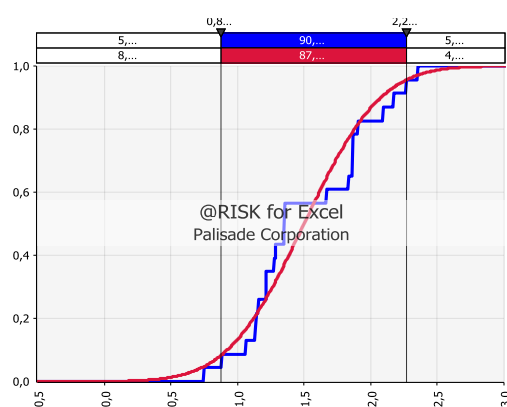
För att något ska kunna skadas måste det vara sårbart. Sårbarhet är ett mått på benägenheten att drabbas av en skada, givet att ett visst hot förverkligas, det vill säga att en störning inträffar. Dess motsats är robusthet (Göran Bengtsson, professor i kemisk ekologi/ekotoxikologi vid Lunds universitet, föreläsning, LTH, 2009-03-19). Sårbarhet kan bedömas i olika nivåer. Ett ekosystem kan vara sårbart, det är då dåligt på att stå emot störningar. En del om det behandlas i kapitel 9. En akvifärs sårbarhet kan bero på hur exponeringsvägarna ser ut. Om exponeringsvägarna är lättillgängliga, är ett objekt mera sårbart än om spridningshinder finns på vägen mellan objektet och riskkällan. Mer om det står i bilaga 2 och i kapitel 9.

B1.1.1.1 Gränsvärden och riktvärden

Ett sätt att bedöma om skada orsakad av förorenande substanser har skett är att använda sig av koncentrationsgränser. För att definiera en gräns för hur höga koncentrationer som kan accepteras, kan antingen ett riktvärde eller ett gränsvärde användas. Ett gränsvärde anger den högsta godtagbara koncentrationen av en substans; ett överskridande av en sådan kan få rättsliga påföljder. Ett riktvärde är en icke juridiskt bindande koncentrationsgräns. Halter under riktvärdet innebär en tolerabel risk för människors hälsa, miljön och andra skyddsvärden (Naturvårdsverket, 2009 (III)).

Det finns olika sätt att ta fram koncentrationsgränser. En metod är att använda ett uppmätt värde för toxiciteten hos substansen i fråga från minst tre trofinivåer. Därefter appliceras en säkerhetsfaktor på det lägsta framtagna värdet (2005/342/EG; Olof Berglund, lektor i kemisk ekologi/ekotoxikologi, Lunds universitet, personlig kommunikation, 2010-10-22). En annan metod för att ta fram ett rikt- eller ett gränsvärde är att använda artkänslighetsfördelning.

Om metoden artkänslighetsfördelning används för att ta fram den högsta koncentration som anses ge en acceptabel skada, brukar gränsen för vad som anses som en acceptabel skada dras vid den femte eller tionde percentilen. En artkänslighetsfördelning tas fram genom att en statistisk fördelning, exempelvis en log-normal fördelning (se figur B1.2), görs av de effektvärden som har fått fram genom studier på djur ex situ (Olof Berglund, lektor i kemisk ekologi/ekotoxikologi, Lunds universitet, personlig kommunikation, 2010-10-22).



Figur B1.2. Exempel på hur en artkänslighetsfördelning kan se ut.

Enligt U. S. EPA (2001) bör en percentil mellan 90 och 99,9 väljas då den maximala toleransnivån sätts. Eftersom risken för skada förändras markant då den percentil som väljs förändras, påpekar U. S. EPA (2001) att vilken percentil som använts måste anges då denna metod för skadebedömning används. De menar också att ju högre percentil som väljs, desto mer osäker är den. De rekommendationer som ges av U. S. EPA (2001), gällande vilken percentil som ska användas vid riskanalyser, används även av Öberg (2006) i den rapport om probabilistisk riskanalys som gjorts inom ramarna för *Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering*.

B1.1.2 Tidsaspekten vid miljöriskanalyser

Risker ska bedömas både för de skyddsvärden som i dag är kontaminerade och för de skyddsvärden som via direkt eller indirekt spridning av föroreningar kan komma att skadas i hundratal- till tusentals år framåt i tiden. Nuvarande markanvändning och den markanvändning som planeras enligt detalj- och översiktsplaner ska tas i beaktande vid exponeringsbedömningen (Naturvårdsverket, 1999 (I)). Ett sådant långt tidsspann kan vara svårt att överblicka, men enligt Naturvårdsverket (Först, 2008 (II)) är det viktigt att beakta vilken risk förorenande ämnen kan medföra i framtiden. En orsak till detta är att infria de mål om en hållbar utveckling som tas upp ibland annat miljöbalken (Miljöbalk (1998:808), kap. 1 §1).

B1.2 Exempel på miljöriskanalysmetoder av förorenad mark

Beroende på syftet med en miljöriskanalys, finns det ett antal olika sätt för att utföra den. Eftersom denna rapport fokuserar på risker orsakade av förorenande substanser i allmänhet och från deponier i synnerhet, kommer endast riskanalyser som behandlar förorenad mark att diskuteras här. Myndigheter, företag och forskare har under 2003-2009 studerat "Undersökningsmetoder, Riskbedömning, Riskvärdering, Riskkommunikation och Åtgärdsåtgärder" för förorenad mark, på uppdrag av Naturvårdsverket. Projektet kallas *Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering* (Naturvårdsverket, 2010 (II)). En stor mängd rapporter och utredningar har gjorts inom ramarna för detta program. Fortfarande är dock Naturvårdsverkets (1999 (I)) "metodik för inventering av förorenade områden", vilket förkortas MIFO, den mest vedertagna metoden för riskklassning av förorenad mark i Sverige. MIFO behandlas därför nedan. Dessutom presenteras en alternativ riskanalysmetod, utvecklad på uppdrag av Banverket (2008 (I)) (nuvarande Transportstyrelsen) och en metod för riskbedömning av deponier, utvecklad av Mancini et al. (1999). Även andra liknande riskanalysmetoder finns, men de nedan anses vara mest representativa för sitt användningsområde.

B1.2.1 MIFO

Vid riskklassning enligt MIFO utgår man först från de data om den förorenade platsen och dess omgivningar, som redan finns tillgängliga. Baserat på den information som har tagits fram klassas sedan området i en fyragradig riskskala, vilken grundar sig på riskerna för hälso- och miljöskador som finns vid området. Om platsen anses vara förknippad med en tillräckligt hög risk, utförs en översiktlig miljöteknisk markundersökning och en omklassificering av området görs därefter. Vid riskbedömningen utgår man från fem parametrar: föroreningsnivå, föroreningarnas farlighet, spridningsförutsättningar, områdets känslighet samt förekomsten av skyddsvärden (Skogsjö, 2009; Naturvårdsverket, 1999 (I)).

Bedömningen av föroreningarnas farlighet baseras enligt MIFO på vilka föroreningar som förekommer och deras kemiska och fysikaliska egenskaper (Skogsjö, 2009). Både rena toxiska egenskaper hos substanserna såväl som spridningsegenskaper vid olika kemiska yttre förhållanden beaktas. Även mängden föroreningar på en kontaminerad plats, deras

koncentration och utbredning anses ha en inverkan på hur stor risk ett förorenat område medför (Fürst, 2008(I)). Spridningsförutsättningarna för föroreningarna inom och från området utvärderas, enligt MIFO, beroende på de geologiska och hydrologiska förutsättningarna (Fürst, 2008 (I); Naturvårdsverket 1999 (I)), men också på hur området ser ut i stort.

B1.2.2 Banverkets metod utvecklad för riskanalys och prioritering av förorenade områden

Banverket (2008 (I)) har utvecklat en metod för att riskbedöma förorenade områden och avgöra hur viktigt det är att åtgärder utförs på dessa områden. Enligt denna metod görs en inventering av Banverkets (2008 (I)) förorenade tomter, genom att metodiskt gå igenom ett antal punkter med egenskaper hos riskkällan och dess omgivning. Punkterna är centrala för hur skadlig föroreningskällan är för människors hälsa och för miljön. Tre olika prioriteringssteg för att utvärdera detta används. Steg ett bygger på resultaten från inventeringar av de områden som misstänks vara förorenade. En översiktlig riskklassificering görs därefter. Steg två innebär att fler bekräftande studier av området utförs och i steg tre görs en fullständig riskanalys, med bedömning av de kostnader som är förknippade med att åtgärda de förorenade områdena. De inledande stegen är kvalitativa, medan undersökningarna blir alltmer kvantitativa allteftersom (Banverket, 2008 (I)).

I riskbedömningen ingår utvärdering av föroreningskällor, typ av förorenande substanser och deras spridning samt av skyddsvärda objekt. För att detta ska vara möjligt undersöks exponeringseffekter och -vägar, liksom förekomsten av kontaminerande ämnen. Under processens gång utförs alltmer rigorösa provtagningar, inspektioner och analyser. Omfattningen av dessa beror på den riskbild som framkommer. I rapporten som rör Banverkets (2008 (I)) riskanalysmetod behandlas en mängd olika parametrar som har en inverkan på hur stor risk ett kontaminerat område medför. Dessa är mera ingående presenterade i kapitel B1 i Banverkets (2008 (I)) rapport om riskanalys och prioritering av förorenade områden (Banverket, 2008 (I)).

B1.2.3 Exempel på riskbedömning av deponier

Riskbedömning av deponier är vanligt förekommande. Den metod som har utvecklats av Mancini et al. (1999), är ett representativt exempel på en metod för riskbedömning av deponier. Eftersom deras metod är beskriven på italienska, krävs det kunskap i detta språk för att förstå den. Därför har den version av metoden som återges av Rapti-Caputo et al. (2006) använts som källa i denna rapport. Den risk som deponier medför bedöms, enligt Rapti-Caputo et al. (2006), genom att olika parametrar vägs samman till ett riskindex.

Risikfaktorerna som beaktas är:

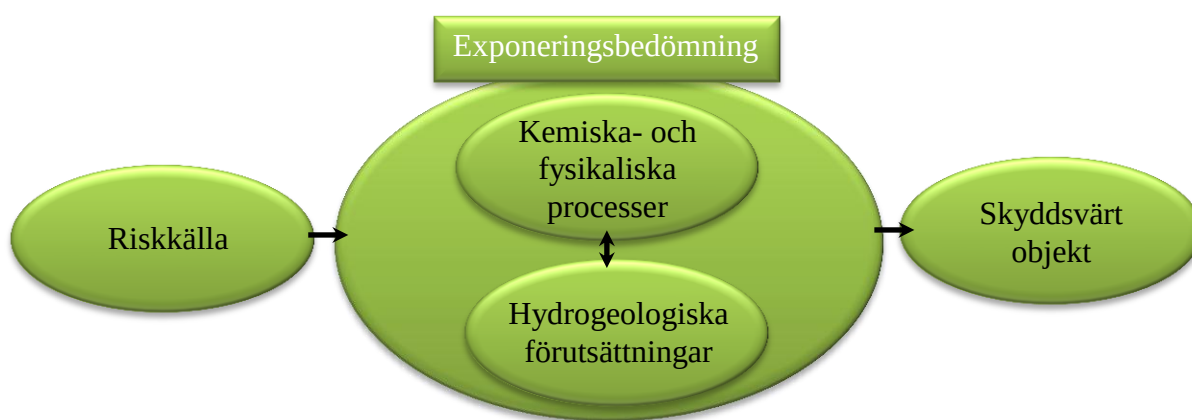
- Mängden avfall som deponeras
- Lakvattensystemets design
- Typen av avfall
- Avfallets fysiska egenskaper och vatteninnehåll
- Avfallets nedbrytningstillstånd
- Typ av övervakningssystem
- Avfallets kriterier
- Hur sluttäckningen är utformad

Indexet beräknas genom att de riskelement som finns i deponin värderas och sedan reduceras med faktorer vilka baseras på de säkerhetsåtgärder som har vidtagits (Rapti-Caputo et al., 2006).

Genom att jämföra faran som deponin medför med den sårbarhet som finns hos närliggande skyddsvärda grundvattensystem, kan risken för att deponin ska kontaminera grundvattnet uppskattas (Rapti-Caputo et al., 2006).

Bilaga 2. Faro- och exponeringsbedömning för spridning av kontaminerande substanser

Då kontaminerande substanser transporteras från källan till det skyddsvärda objektet förändras deras kemiska egenskaper. För att kunna identifiera de skyddsvärden som kan skadas av lakvattnet måste därför en bedömning av dess spridning och kemiska sammansättning göras. Faktorer i omgivningen som påverkar de förorenande substansernas kemiska och fysiologiska egenskaper, samt spridningsvägar och -hastigheter måste undersökas för att veta vilka skyddsvärda objekt som kan skadas av de förorenande substanserna och på vilket sätt skyddsvärdena skadas. Faro- och exponeringsbedömningen är därför tätt sammanknutna i sårbarhetsanalysen av de skyddsvärden som kan skadas av kemikalier i lakvattnet. I detta kapitel tas modellering upp, vilket är den vanligaste metoden för att bedöma exponeringsrisken för skyddsvärda objekt då spridning sker via mark och



Figur B2.1. Exponeringsbedömningen är en viktig del av en miljöriskanalys.

vatten. För att belysa vilka aspekter som är viktiga vid exponeringsbedömningen, tas även transportprocesser och fysikaliska egenskaper hos det geologiska materialet som påverkar föroreningstransporten, upp. Även en del ur spridningssynpunkt viktiga kemiska och fysikaliska processer presenteras översiktligt.

B2.1 Fysikaliska egenskaper hos det geologiska materialet som påverkar föroreningstransporten

Riskkällans geografiska placering har en stor betydelse för hur och vilken mängd förorenande substanser som produceras och sprids. En kartläggning av de geologiska och hydrogeologiska förutsättningarna är därför nödvändig vid en bedömning av spridningsrisken av förorenande ämnen från en riskkälla. Detta kan ske genom studier av hydrogeologiska-, geologiska- och grundvattenkartor, vilka tillhandahålls av bland annat SGU (Sveriges geologiska undersökning, 2010 (I)). Andra metoder för att bedöma spridningsförutsättningarna är genom provpumpning, provborrning, och olika geofysiska mätmetoder. En översiktlig bild av de parametrar som påverkar spridningsförhållandena ges nedan, men om mera ingående information önskas hänvisas den intresserade läsaren till att studera de referenser som anges. Mer om grundvattentransport kan läsas till exempel i Fetter (2001), kapitel 4.

B2.1.1 Ledningsförmåga

Den hydrauliska konduktiviteten hos olika jordarter är en av de parametrar som har en stor inverkan på spridningen av lakvatten. I grundvatten beror flödes hastigheten på den hydrauliska konduktiviteten hos det geologiska materialet och på den hydrauliska gradienten (Fetter, 2001).

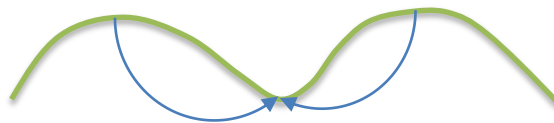
Permeabiliteten hos ett geologiskt material är beroende av en mängd parametrar. Huruvida det geologiska materialet är kristallint, konsoliderat, vittrat eller består av sedimenterade partiklar har en avgörande betydelse för dess porositet och permeabilitet (Fetter, 2001). I jordar med hög permeabilitet är föroreningsspridningen generellt sett stor och inte sällan diffus eftersom de kontaminerande substanserna kommer att röra sig över ett större område. I jordar som har låg genomsläpplighet är sannolikheten stor att föroreningarna sorberas till jordpartiklarna och därför endast sprids långsamt genom den omättade zonen. Det kan göra att de förorenande ämnena ackumuleras och att deras koncentration i jorden blir hög (Banverket, 2008 (I)).

För att ett skyddsvärt objekt ska kunna exponeras för en förorenande substans, måste det finnas ett hydrauliskt samband mellan föroreningskällan och det skyddsvärda. Sprickor och ledningsgravar kan medföra att spridning sker i oväntade riktningar (Fetter, 2001; Banverket, 2008 (I)). Genom impermeabla material kan varken grundvatten eller andra kemikalier spridas. Lågpermeabla geologiska förekomster fungerar som spridningshinder, vilka minskar spridningen av kemiska substanser. Därmed är exempelvis risken för att en helt sluten akvifer skadas av inträngande förorenande substanser liten. Därför är förekomsten av sådana barriärer och frågan om hur stort flödet genom dem är, en central del för att kunna bedöma spridningsförhållanden i ett område.

Om barriärer finns kommer föroreningsspridningen att stoppas upp eller ledas i oväntade riktningar. Barriärer i marken kan bestå av variationer i berggrundens höjd eller förekomst av lågpermeabla jordarter. Ett exempel på en barriär är hårdgjorda ytor, vilka gör att föroreningar kan spridas via ytavrinning (Banverket, 2008 (I)). Det måste tas i beaktande att även asfalterade ytor har sprickor, genom vilka föroreningarna kan vandra ner i marken. I miljöer som inte är påverkade av antropogena aktiviteter är det i Sverige annars inte särskilt vanligt med ytavrinning (Ward och Robinson, 2000).

B2.1.2 Hydraulisk gradient

Vatten och föroreningar rör sig i den hydrauliska gradientens riktning. Transport sker alltid från högre trycknivåer till lägre sådana, oavsett vilket medium det rör sig om. Därför är det bara risk för att ett skyddsvärt objekt nås av en förorening om riskkällan ligger uppströms skyddsvärdet eller på en plats med högre trycknivå än skyddsvärdet (Banverket, 2008 (I)). Generellt sett finns utströmningsområden i låglänta områden, medan inströmningsområden finns uppe på höjder (se figur B2.2). I inströmningsområden är avståndet mellan markytan och den mättade zonen oftast långt, till skillnad från i utströmningsområden. Det sistnämnda leder till att källor, bäckar eller andra ytvattenförekomster ofta ligger i utströmningsområden (Fetter, 2001).



Figur B2.2. Utströmningsområden finns i låglänta områden, medan inströmningsområden finns på höjder.

Den hydrauliska gradienten följer ofta markytans profil på lokal nivå, om markens permeabilitet är relativt låg och grundvattenakvifärerna är öppna. När så är fallet kan detta faktum utnyttjas för att uppskatta grundvattnets flödesriktning. Grundvattenprofilen lutar i allmänhet mot låglänta områden och ytvattenförekomster. I högpermeabla jordarter, med höga andelar sand och grus, är den hydrauliska gradienten emellertid mera svårbedömd, eftersom den då inte följer markens topografi lika strikt (Banverket, 2008 (I)).

B2.1.3 Spridning till ytvatten

Ytvatten som står i förbindelse med grundvatten riskerar att kontamineras om trycknivån i grundvattnet är högre än i ytvattnet. I Sverige är det ovanligt att föroreningar rör sig från naturliga ytvatten till grundvatten; i stället är det så att grundvatten tränger upp i ytvattenförekomsten. Undantaget är artificiellt anlagda diken och dammar med otät botten. Även vid påverkan av de hydrauliska gradienter, orsakade av exempelvis grundvattenuttag, kan en infiltration av ytvatten ner i grundvattenakvifärer ske (Banverket, 2008 (I)). Till hur stor del och med vilka grundvattenakvifärer som ytvattnet står i förbindelse med, påverkar spridningsrisken av kontaminerande ämnen.

B2.2 Kemiska och fysikaliska processer som påverkar spridningen i markens mättade zon

Eftersom denna rapport avgränsar sig till spridning av förorenande substanser i den mättade zonen är det endast sådan spridning som beaktas i detta avsnitt.

De fysikaliska- och kemiska reaktioner som sker med kontaminerande ämnen då de transporteras från riskkällan påverkar hur långt bort skyddsvärden kan skadas och därmed vilka objekt som är sårbara för föroreningsexponering. Det finns flera typer av reaktioner som kan påverka spridningen av förorenande kemiska ämnen. För att belysa vilka aspekter som är viktiga vid exponeringsbedömningen, tas transportprocesser och en del ur spridningssynpunkt viktiga kemiska och fysikaliska processer upp översiktligt här. Mera information om spridnings- och retardationsprocesser kan exempelvis ses i litteratur av Schnoor (1996) och Fetter (2001).

B2.2.1 Masstransport

Transport sker genom tre processer: diffusion, advektion och dispersion. Diffusion drivs av naturens strävan efter jämvikt och innebär att molekyler, joner och andra partiklar alltid rör sig från en högre koncentration till en lägre. Diffusion kan drivas av koncentrationsgradienter, men även av temperaturgradienter. Advektion är transport av lösta eller mycket fina partiklar i tre dimensioner, då alla partiklar rör sig i en specifik hastighet. I vattenlösningar som är i rörelse betyder advektion att de lösta ämnena rör sig i samma hastighet som lösningsmedlet (Schnoor, 1996). Dispersion, eller spridning, är en process som innebär att olika partiklar rör sig olika snabbt, vilket leder till utspädning (Fetter, kap. 10, 2001).

B2.2.2 Retardationsprocesser i mättad zon

Kemiska substanser eller partiklar som är lösta eller suspenderade i vatten rör sig i allmänhet i en annan hastighet än vatten, på grund av att molekylernas egenskaper skiljer sig från vattenmolekylernas; de har andra fysiska egenskaper och kan adsorberas av jordpartiklarna. Även kemiska och biologiska reaktioner kan hejda föroreningarnas framfart. De fysiska egenskaper som har en påverkan på föroreningarnas rörlighet är bland annat deras densitet och löslighet i vatten. Atomer och molekyler som är laddade eller som fungerar som syror eller baser är lösliga i vatten, liksom många radioaktiva partiklar, medan de flesta

kolväten är mer eller mindre svårlösliga i vatten. Det senare gäller bland annat aromatiska kolväten, klorerade kolväten och många syntetiska organiska ämnen (Gerhard Barmen, universitetslektor i teknisk geologi, Lunds universitet, föreläsning, LTH, 2009-11-27). Ämnen som är svårlösliga i vatten har en tendens att sorberas till exempelvis jordpartiklar och vandrar därmed långsammare än vatten, medan lösliga ämnen följer vattnets hastighet. Eftersom grundvattnets hastighet i allmänhet är relativt låg, är vattnets uppehållstid i den mättade zonen lång och det finns gott om tid för de kemiska ämnen som förekommer i grundvattnet att interagera med det geologiska material som finns i dess omgivning (Schmoll et al., kap. 4, 2006).

De viktigaste kemiska och fysikaliska processerna är:

- Biologisk nedbrytning
- Dissociationsreaktioner
- Filtration
- Jonbyte
- Kemisk hydrolys
- Radioaktivt sönderfall
- Redoxreaktioner
- Sorptionsprocesser
- Syra- och basreaktioner

Vissa retardationsprocesser innebär att ämnet i fråga bryts ner, medan andra medför att dess spridning stoppas upp eller att det transformeras till gasfas i stället. I allmänhet förekommer få rena kemiska reaktioner som inte katalyseras av mikroorganismer i grundvattenakviferer (Schmoll et al., kap. 4, 2006).

B2.2.2.1 Biologisk nedbrytning

Biologisk nedbrytning är den typ av reaktioner som är vanligast i vattenlösningar (Schmoll et al., kap. 4, 2006). Exempel på typer av biologisk nedbrytning som kan ske är substitution, dehydrohalogenation, redoxreaktioner och hydrogenolys (Fetter, 2001). Olika parametrar som påverkar nedbrytningshastigheten är, förutom substratkoncentrationen och antalet mikroorganismer, temperaturen, fuktigheten, redoxförhållandena, pH samt tillgången på näringsämnen och organiskt kol (Schnoor, 1996).

B2.2.2.2 Dissociationsreaktioner

Precis som alla andra reaktioner är dissociationen av mineraler en jämviktsreaktion, som kan förskjutas. Dissociationen av mineraler beror av mättnadsindex, som är ett mått på det termodynamiska jämviktsförhållandet hos ett mineral som är i kontakt med en lösning. Ju högre koncentration av joner som finns i vattnet, desto mindre tendens har mineralerna att lösas upp.

Närvaro av förorenande substanser kan förskjuta jämvikten mellan olika ämnen i grundvattnet dramatiskt. Som ett exempel kan tas förekomst av sura förorenande ämnen. Då kommer jonerna i grundvattnet att buffra systemet och förhindra att pH sjunker, men detta leder till att den kemiska jämvikten förskjuts.

B2.2.2.3 Filtration

Filtration innebär att partikulära substanser fastnar i den porösa matris som marken generellt sett består av, då vatten innehållande suspenderade ämnen transporteras genom marken. Större partiklar fastnar i porerna och på så sätt sker en filtration (Schmoll et al., kap. 4, 2006).

B2.2.2.4 Jonbyte

Jonbyte innebär att adsorberade joner byts ut mot joner som finns i den omkringliggande lösningen (Svensson, 2005). Utbytet sker på grund av att flervärda joner binder hårdare till andra laddade partiklar än vad envärda joner gör, men även koncentrationen av de olika jonerna i lösningen spelar roll för vilka joner som binder till ett substrat (U.S. EPA, 1981).

Jonbyte gör, liksom andra retardationsprocesser, att spridningshastigheterna på de joner som sorberas blir betydligt lägre än grundvattnets medelhastighet. Studier har exempelvis visat att kaliumjoner har en hög tendens att binda till en akvifär bestående av sandigt material, även då katjonsutbyteskapaciteten hos akvifärmaterialen är låg. Detta gör att kaliumjonernas hastighet endast blir omkring 10 % av hastigheten hos huvuddelen av grundvattenplymen (Bjerg och Christensen, 1993).

B2.2.2.5 Kemisk hydrolys

Organiska molekyler kan brytas ner genom kemisk hydrolys. Detta innebär att en nukleofil i form av exempelvis hydroxidjoner, vatten eller oxoniumjoner reagerar med en molekyl, varpå en funktionell grupp ersätts av nukleofilen. Hydrolyshastigheten är pH- och temperaturberoende (Schnoor, 1996).

B2.2.2.6 Radioaktivt sönderfall

Radioaktiva ämnen bryts ner gradvis genom sönderfall. Halveringstiden för olika radioaktiva ämnen varierar stort, vilket påverkar hur lång tid de blir kvar i miljön. Radioaktiva ämnens aktivitet påverkar, tillsammans med typen av strålning som de utsänder, även deras skadlighet.

B2.2.2.7 Redoxreaktioner

Redoxreaktioner är centrala i markens mättade zon. Vissa redoxreaktioner som katalyseras av mikroorganismer sker snabbt, medan andra, som inte sker med hjälp av mikroorganismer utan på kemisk väg, kan vara relativt långsamma (Schnoor, 1996). Oxidationsformen hos kemiska substanser påverkas av om omgivningens redoxförhållanden är oxiderande eller reducerande. Järn, mangan, kväve och svavel är alla exempel på kemiska ämnen vars oxidationsform påverkas av omgivningens redoxförhållanden. Redoxpotentialen är i sin tur pH-beroende (Svensson, 2005).

Genom att studera redoxförhållanden i området omkring en föroreningskälla som läcker mycket oxiderbart material, exempelvis organiskt material, går det att utröna hur långt spridning har skett och hur länge den har pågått. Närmast utsläppskällan, där förorenande substanser har funnits under en längre tid, är förhållanden reducerade. Här sker endast reduktion av koldioxid till metan. Ju längre ut från föroreningskällan man kommer, desto mer oxiderade är förhållanden. Detta gör att olika oxidationsfaser finns i olika delar av föroreningsplymen (Schnoor, 1996; Dittrich, 1998). Den generella reduceringsföljden i grundvatten syre, nitrat, mangan(IV), järn(III), sulfat och koldioxid (Schnoor, 1996).

Mer om oxidationskapacitet kan läsas i kapitel 7.3.1.2.

B2.2.2.8 Sorptionsprocesser

Adsorption och absorption är två sätt genom vilket rörelsen av kemiska substanser kan stoppas upp. Adsorption innebär att partiklar fastnar på ytan till andra, oftast elektriskt obalanserade, partiklars yta. Då binder van der Waalskrafter samman partiklarna, genom kemiska bindningar eller genom ytor med olika laddning binder till varandra. Absorption innebär att mindre partiklar binds in till större sådana, framför allt till jordpartiklar. Det innebär att delar av eller hela organiska molekyler övergår till den organiska fasen hos de inbindande partiklarna (Gerhard Barmen, universitetslektor i teknisk geologi, Lunds universitet, föreläsning, LTH, 2009-11-27; Schnoor, 1996). En retardationsfaktor, vilken är kvoten mellan koncentrationen av sorberat material och koncentrationen av lösta partiklar i lösningsfasen, är ett mått på sorptionen (Fetter, kap. 10, 2001). Graden av sorption bestäms av bland annat jordarten, partikelstorlekarna hos det geologiska materialet, markens mättnadsgrad, halten organiskt material och markens permeabilitet. Dessutom påverkas den av de kemiska och fysiska egenskaper som de förorenande ämnena har (Nilsson et al., 2007).

B2.2.2.9 Syra- och basreaktioner

Syra- basreaktioner, vilka baseras på protonövergång från en syra till en bas, är centrala för de buffrande jämvikter som finns i grundvatten, men även i ytvatten. Mer om dessa reaktioner kan läsas i kapitel 7.3.4.1.

B2.3 Modellering som verktyg för exponeringsbedömning

Som ovan nämnt har Naturvårdsverket (2009 (III)) utvecklat en beräkningsmodell för att uppskatta platsspecifika riktvärden. Nedan presenteras, utöver denna, även två andra angreppssätt för modellering av spridningsförhållandena från en föroreningskälla. Modellerna har, efter noggrant övervägande, valts ut eftersom de är representativa för bedömning av föroreningsspridning från förorenad mark (vilket inbegriper bland annat deponier) i svenska förhållanden. De är dock relativt enkelt utformade; betydligt mera avancerade modeller finns att tillgå. Naturvårdsverkets (2009 (I)) och Banverkets (2008 (II)) (nuvarande Trafikverket) modeller är dock inte specifikt utformade för lakvattenspridning, vilket måste tas i beaktande.

B2.3.1 Naturvårdsverkets modell för beräkning av platsspecifika riktvärden

För bedömning av riktvärden har Naturvårdsverket (2009 (I)) utvecklat en Excel-baserad datormodell som behandlar spridning från förorenad mark. Denna går att ladda ner från Naturvårdsverkets hemsida (Naturvårdsverket, 2009 (I)) och är särskilt användbar för platser där de av Naturvårdsverket (2009 (III)) angivna gränsvärdena inte är applicerbara. Den möjliggör en enkel beräkning av de koncentrationer som spridningsförhållandena medför. Exponeringsvägar och -tider, såväl som markanvändning och grundvattenskydd beaktas. De koncentrationer som räknas fram i modellen kan jämföras med Naturvårdsverkets riktvärden för ämnena i fråga och som det står mer om i kapitel 10.2.2 (Naturvårdsverket, 2009 (I)).

Beräkningsmodellen är applicerbar på de flesta typer av förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009 (III)). Det innebär att den inte är specifikt anpassad till avfallsdeponier, men denna typ av föroreningskälla finns med som en av de källor som kan användas vid analysen (Naturvårdsverket, 2009 (I)).

Naturvårdsverkets (2009 (I)) modell använder olika hydrogeologiska parametrar som hydraulisk gradient och konduktivitet samt det mättade lagrets mäktighet som indata. Dessa uttrycks genom punktvärden och inte genom intervall eller sannolikhetsfördelningar.

Dessutom finns det utrymme för att skriva kommentarer till de olika beräkningsstegen i modellen, men dessa har naturligtvis ingen inverkan på resultatet (Naturvårdsverket, 2009 (I)).

Det går att välja vilka exponeringsvägar som ska användas vid analysen och för att underlätta användningen av programmet, går det att använda resultat för utspädning och spridning från andra modeller som indata (Naturvårdsverket, 2009 (III)). För exponering av miljön beaktas effekter inom området och effekter i ytvattenrecipienter (Naturvårdsverket, 1997).

Fördelningen av de förorenande substanserna mellan jord, vatten och luft bestäms genom fördelningskoefficienter, som beskriver hur stor andel av föroreningarna som förekommer i de olika faserna (Naturvårdsverket, 2009 (III)). Resultaten som fås ut från modellen kan valideras genom att i verkligheten uppmätta halter i olika medier jämförs med modelleringsresultaten. Detta eftersom halterna i övriga medier beräknas, baserat på halterna av föroreningar som finns i jord (Naturvårdsverket, 2009 (III)).

B2.3.2 Banverkets modell

Även Banverket (2008 (II)) har byggt upp en Excel-modell. Syftet med denna är att beräkna risken som är förknippad med det förorenade området. Både spridningsförhållanden och skyddsvärden beaktas.

I Banverkets (2008 (I)) rapport hänvisar man till tre möjliga spridningsvägar på eller i marken och alla avser spridning via vatten: via grundvatten, ytvatten och ledningsgravar. Eftersom Banverkets (2008 (I)) modell avser att belysa riskerna med förorenad mark, beaktar den inte specifikt de egenskaper som är förknippade med föroreningsspridning från deponier.

I Bilaga 6 till Banverkets (2008 (I)) rapport om prioritering av förorenade områden, delas de hydrogeologiska formationer som finns in i ett antal huvudtyper, baserat på deras hydrogeologiska egenskaper och de spridningsförutsättningar som det medför. Syftet med denna metod är att enkelt kunna göra modeller över spridningsförhållandena i ett område, för att bestämma förekomsten av agenser och skyddvärda objekt som kan hotas av förorenande kemiska ämnen (Banverket, 2008 (I), Bilaga 6).

De exponeringsvägar som tas upp i Banverkets rapport (2008 (I)) är i sin tur hämtade från Naturvårdsverkets rapport 4638 *Generella riktvärden för förorenad mark* (Naturvårdsverket, 1997). Utöver dessa har man lagt till exponering via konsumtion av kontaminerat ytvatten. Indata stoppas in som statistiska sannolikhetsfördelningar eller kvoter, vilket gör att även resultatet blir en statistisk fördelning (Banverket, 2008 (I) och 2008 (II)).

B2.3.3 TAC-modellen

TAC står för Technical Advisory Committee, som består av representanter från EU:s medlemsstater och EU-kommisionen. TAC-modellen är en metod för uppskattning av föroreningstransport i mark och grundvatten, med syfte att bedöma de risker som är förknippade med förorening av grundvatten orsakad av avfallsdeponering. Genom att modellera transporten av ämnen kan det uppskattas hur stora koncentrationer och mängder av lakvatten som tillåts läcka ut från deponin (Hjelmar et al., 2001).

TAC-modellen utvecklades eftersom det inom EU har kommit krav på hur höga halter av olika förorenande ämnen som får spridas från deponerat avfall (Rosqvist et al., 2008). Grundtanken bakom utsläppskraven för förorenande ämnen, är att grundvattnet ska hålla

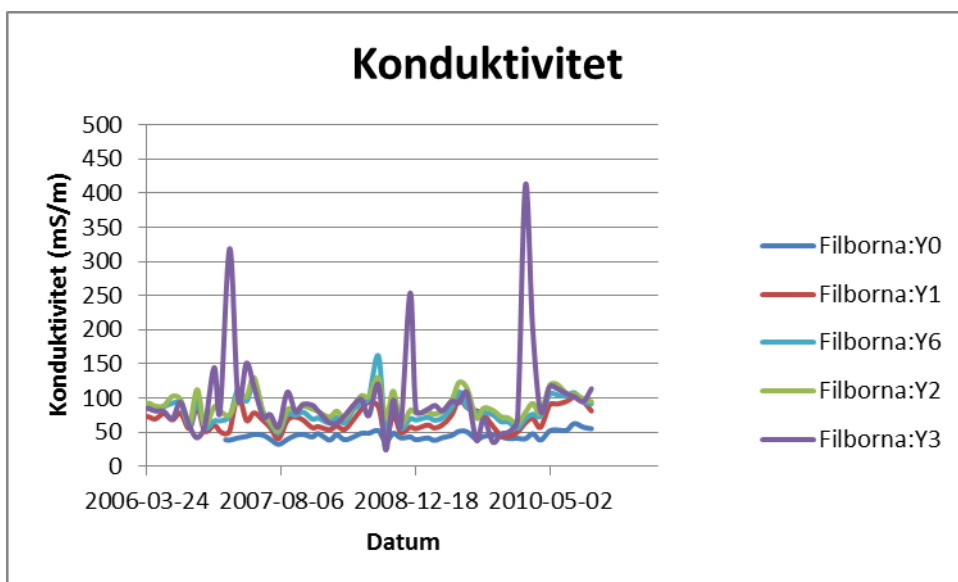
dricksvattenkvalitet på ett givet avstånd från deponin, vid så kallade ”points of compliance” (POC) (Rosqvist et al., 2008). Kontrollpunkterna placeras 20 och 200 meter nedströms deponins kant (Hjelmar et al., 2001). Lagstiftningen medger dock att koncentrationer som är upp till tre gånger högre än gränsvärdena får förekomma, förutsatt att människors hälsa eller miljön inte skadas. Dispensen är hårt reglerad och gäller endast för specifikt avfall (Rosqvist et al., 2008).

Transporten av föroreningar i mättad och omättad zon beräknas ”baklänges” från kontrollpunkter nedströms, upp till deponin, med hjälp av TAC-modellen (Hjelmar et al., 2001). I den omättade zonen anses transporten ske vertikalt, medan den i den mättade zonen antas vara horisontell (Rosqvist et al., 2008). Man utgår från utspädningen av koncentrationen av en kemisk substans som krävs på vägen från källan till kontrollpunkterna, för att acceptabla koncentrationer ska nås vid de senare. På så sätt kan den acceptabla mängd lakvatten som får produceras per kilo avfall i deponin beräknas (Hjelmar et al., 2001). För att beakta den koncentrationsminskning som orsakas av den urlakning och nedbrytning av ämnen som sker i deponin, appliceras konstanter på de värden som framkommit i laktester (Rosqvist et al., 2008).

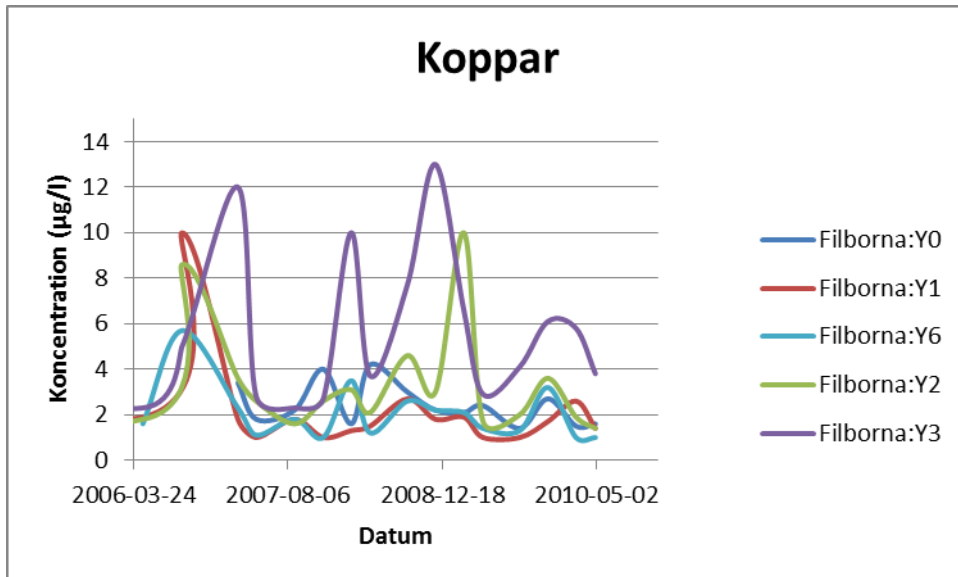
De parametrar som ingår i TAC-modellen är, förutom avståndet till exponeringspunkten, deponins utseende, spridningsförhållandena som exempelvis tjockleken på den mättade och omättade zonen, storleken på väsentliga akvifärer, densitet, dispersivitet, permeabilitet, porositet, den årliga nettoinfiltrationen och grundvattnets flödes hastighet (Hjelmar et al., 2001; Rosqvist et al., 2008). Även vilka förorenande ämnen som läcker ut ur deponin beaktas (Hjelmar et al., 2001). Som alla modeller har TAC-modellen en del nackdelar; den är känslig för variationer i indata och dessutom inbegriper den generellt sett inte föroreningsspridning via ytvatten (Åkerlund et al., 2006).

Bilaga 3. Diagram över koncentrationerna av förorenande substanser i Väla bäck

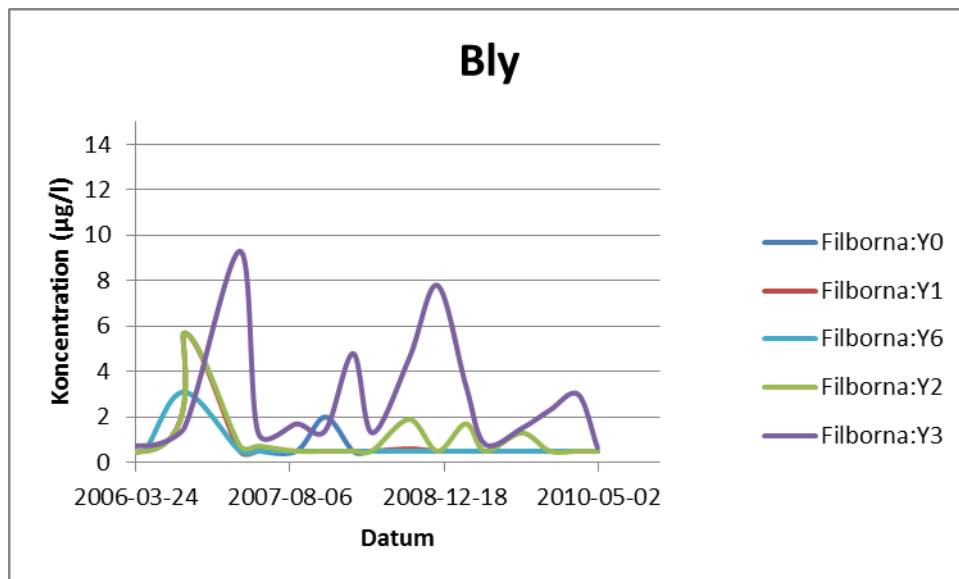
Nedan visas de diagram som ligger till grund för analysen av föroreningssituationen i Väla bäck. Värdena kommer från NSR:s vattenövervakningsprogram (2010).



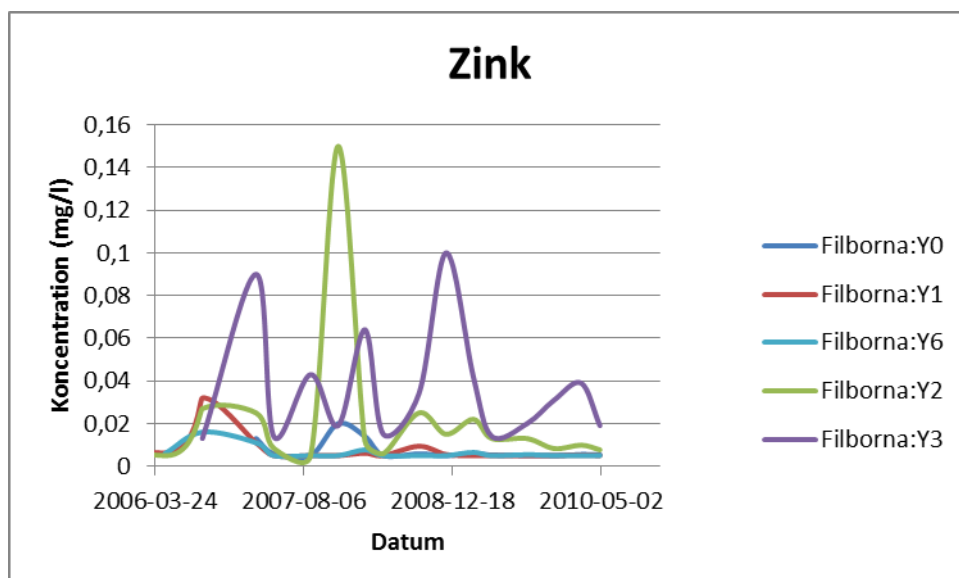
Figur B3.1. Konduktiviteten som har uppmätts i mätpunkterna i Väla bäck.



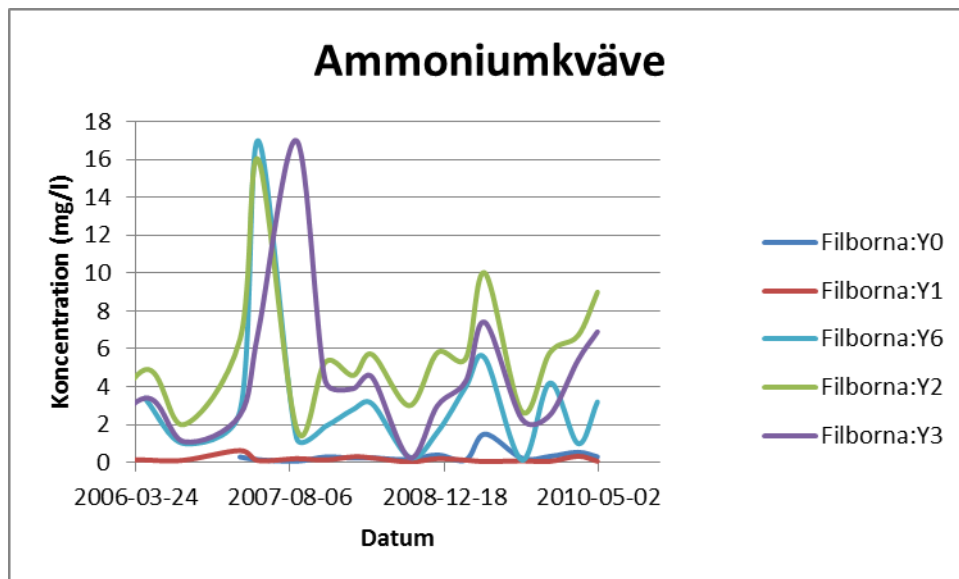
Figur B3.2. Kopparkoncentrationerna som har uppmätts i mätpunkterna i Väla bäck.



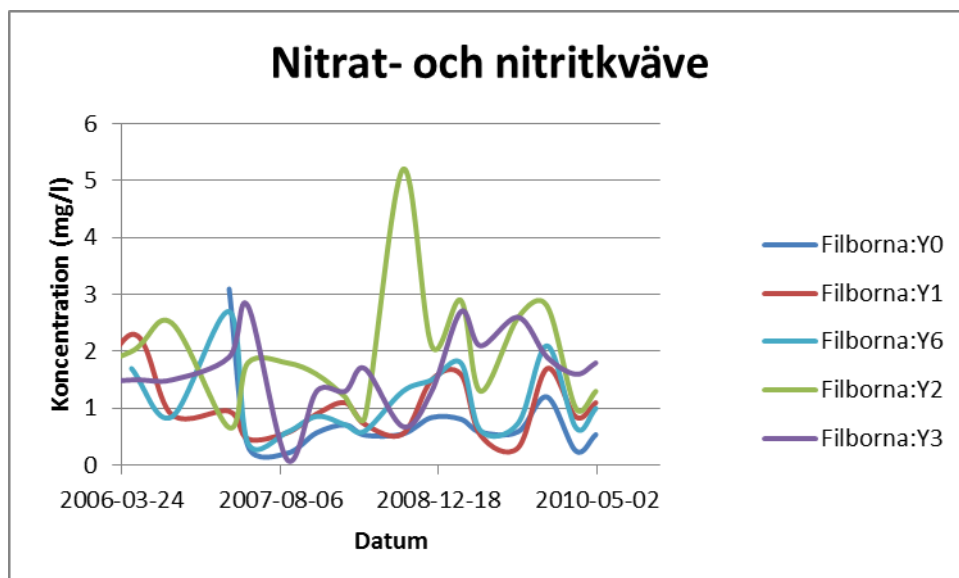
Figur B3.3. Blykoncentrationerna som har uppmätts i mätpunkterna i Väla bäck.



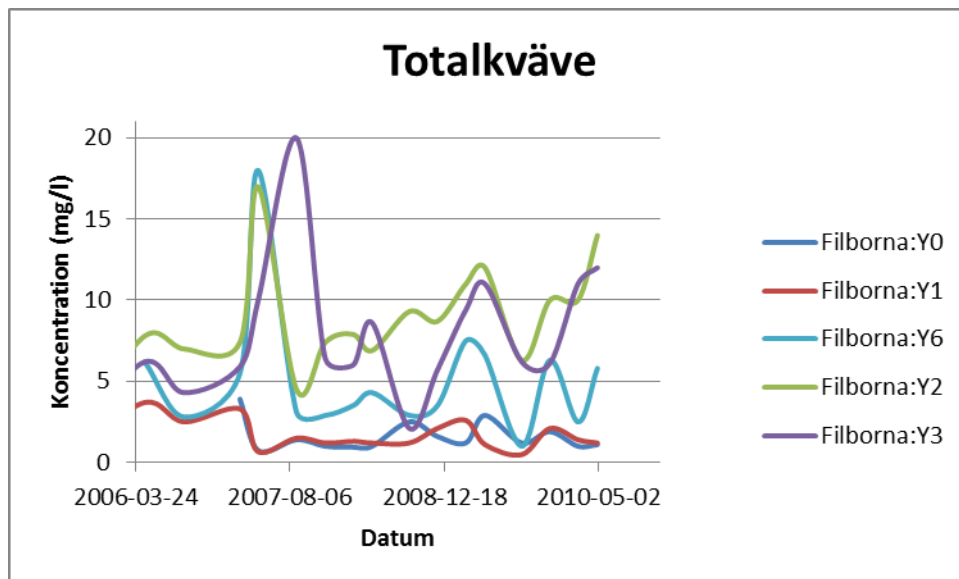
Figur B3.4. Zinkkoncentrationerna som har uppmätts i mätpunkterna i Väla bäck.



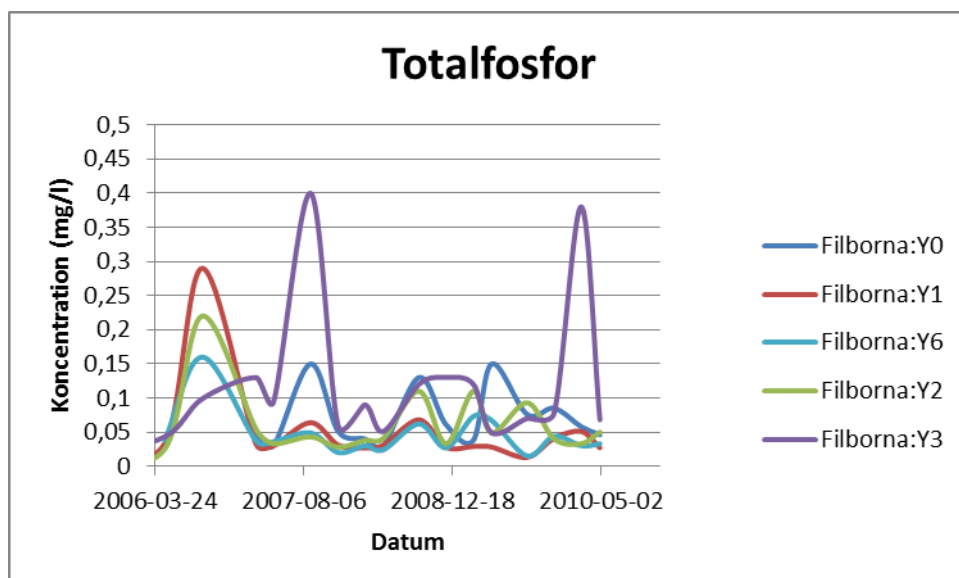
Figur B3.5. Ammoniumkoncentrationerna som har uppmätts i mätpunkterna i Väla bäck.



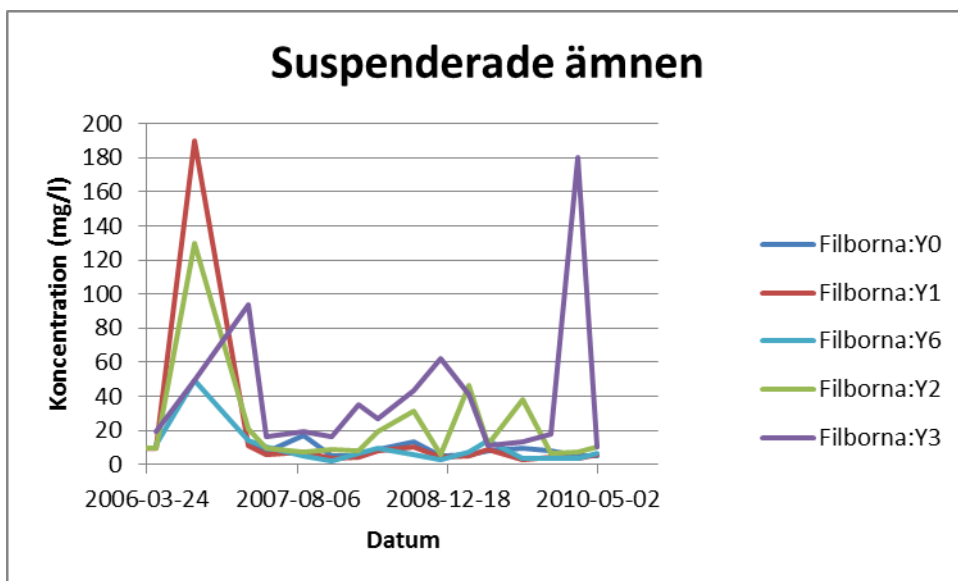
Figur B3.6. Koncentrationerna av nitrat- och nitritkväve som har uppmätts i mätpunkterna i Väla bäck.



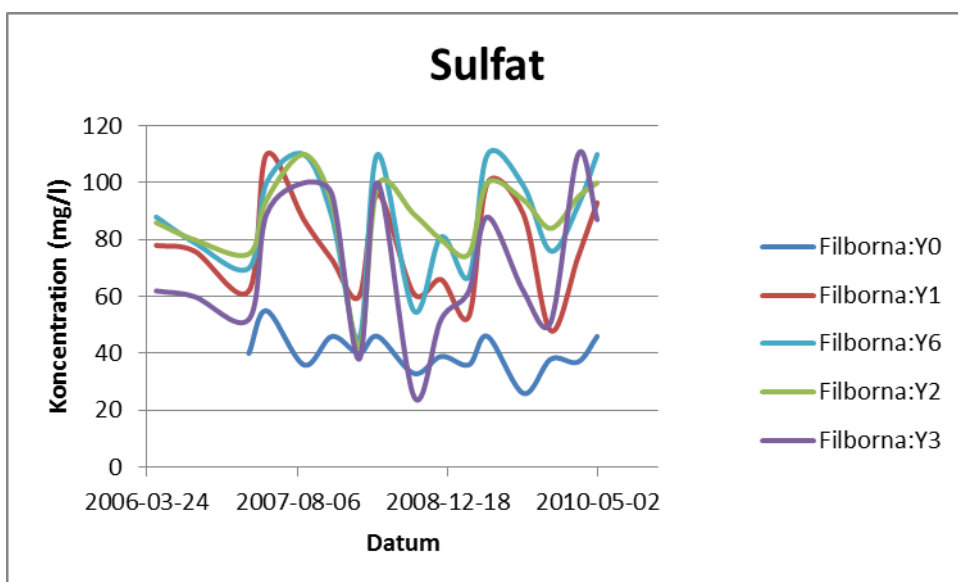
Figur B3.7. Koncentrationerna av totalkväve som har uppmätts i mätpunkterna i Väla bäck.



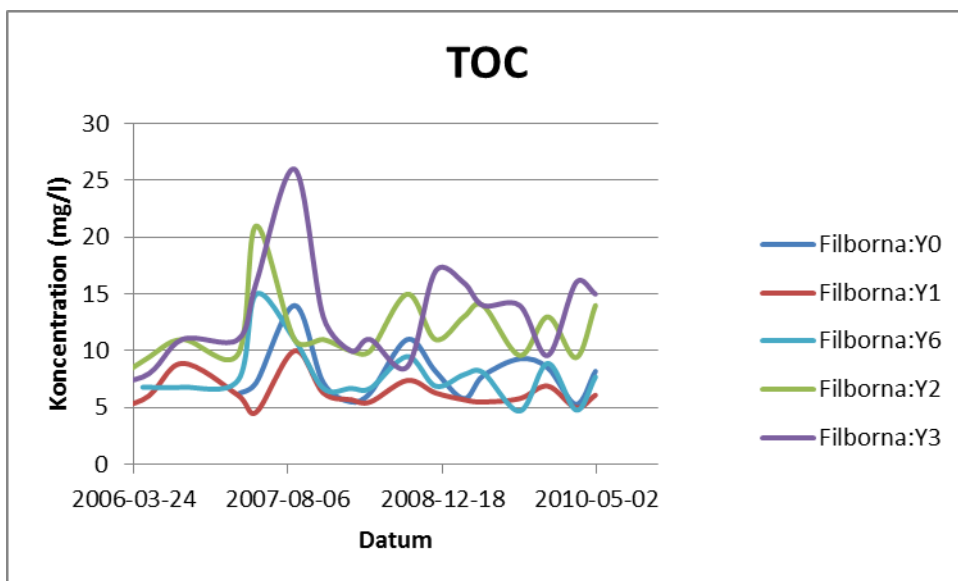
Figur B3.8. Koncentrationerna av totalfosfor som har uppmätts i mätpunkterna i Väla bäck.



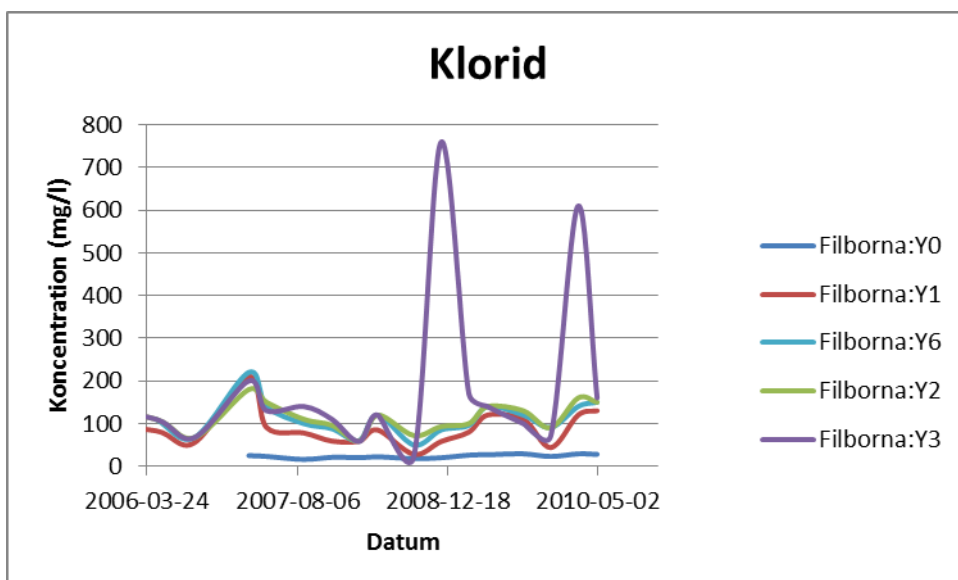
Figur B3.9. Koncentrationerna av suspenderade ämnen som har uppmätts i mätpunkterna i Väla bäck.



Figur B3.10. Koncentrationerna av sulfat som har uppmätts i mätpunkterna i Väla bäck.



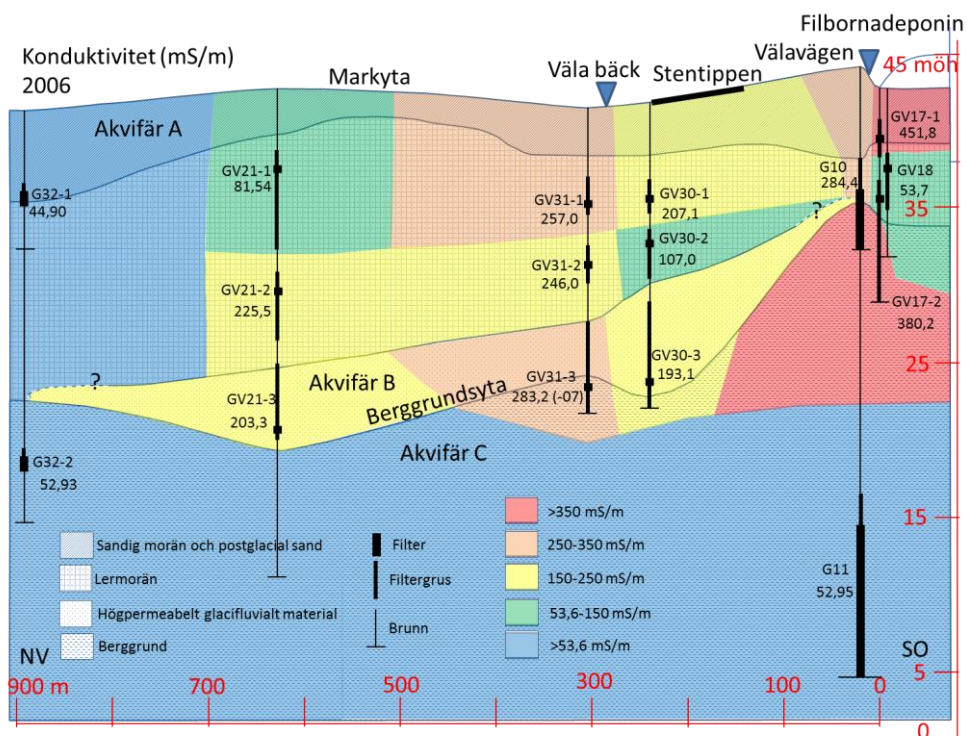
Figur B3.11. Koncentrationerna av TOC som har uppmätts i mätpunkterna i Väla bäck.



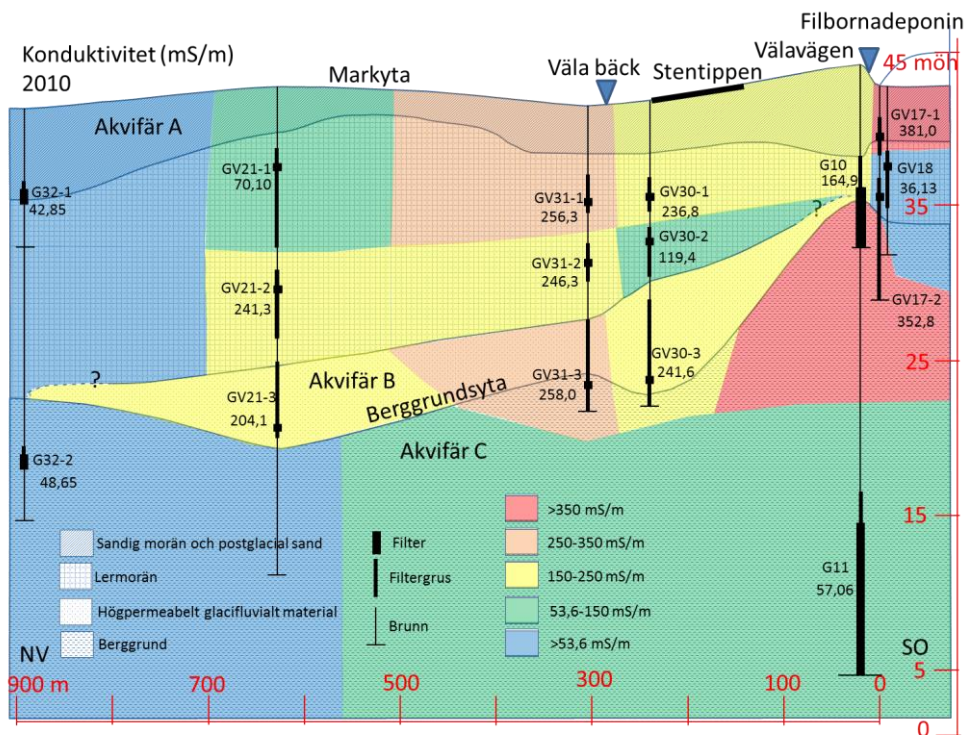
Figur B3.12. Koncentrationerna av klorid som har uppmätts i mätpunkterna i Väla bäck.

Bilaga 4. Grundvattenprofilerna för området nordväst om Filbornadeponin.

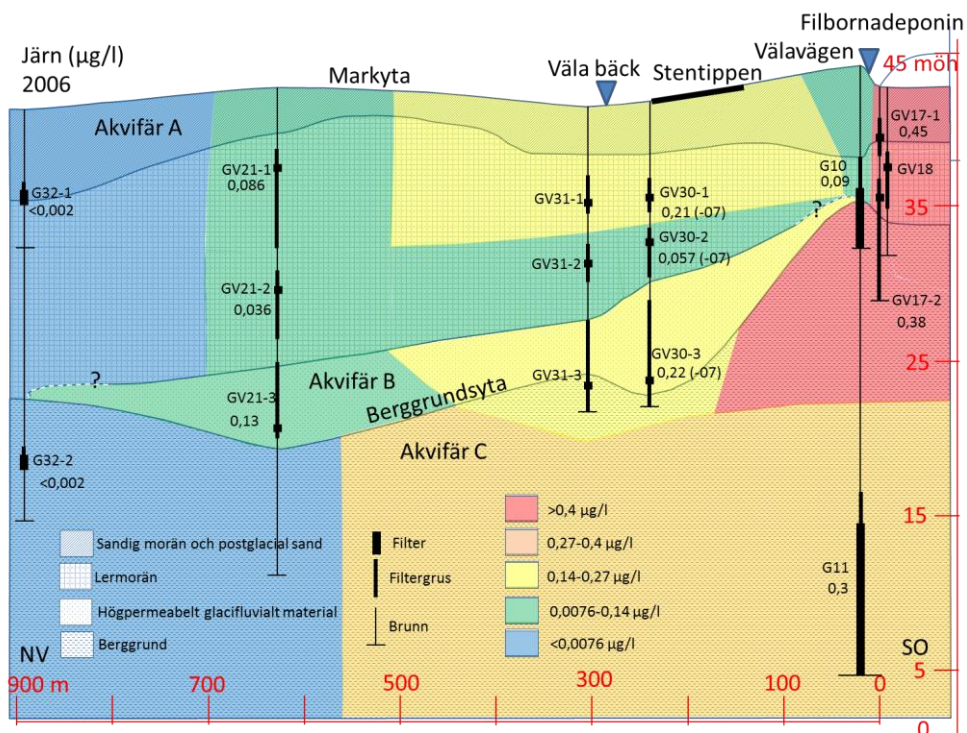
Nedan redovisas förekomsten av konduktivitet, järn, ammonium och TOC i brunnarna nedströms Filbornadeponin i grundvattenprofiler över området. Värdena grundar sig på NSR:s provtagningsprogram (2010).



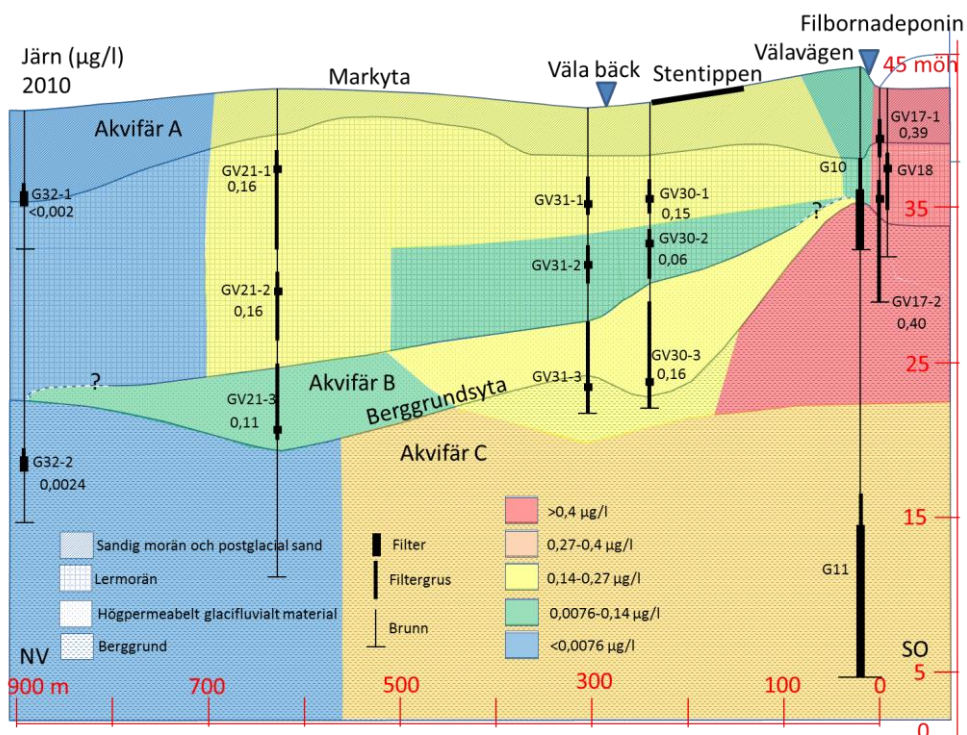
B4.1. Medelkonduktiviteten som uppmäts 2006.



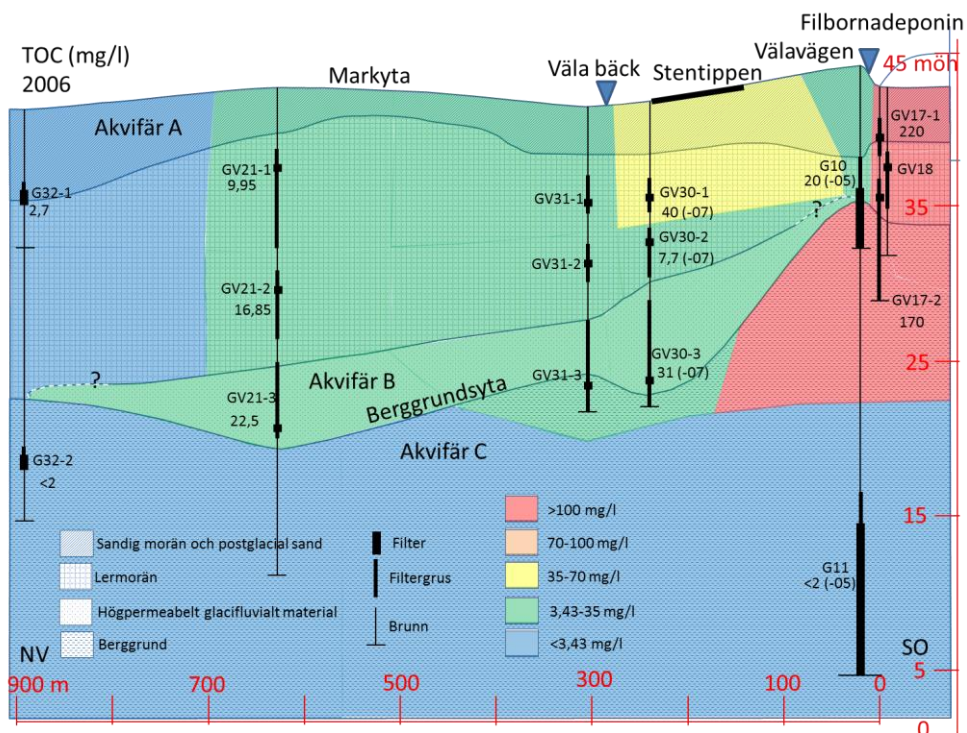
B4.2. Medelkonduktiviteten som uppmäts 2010.



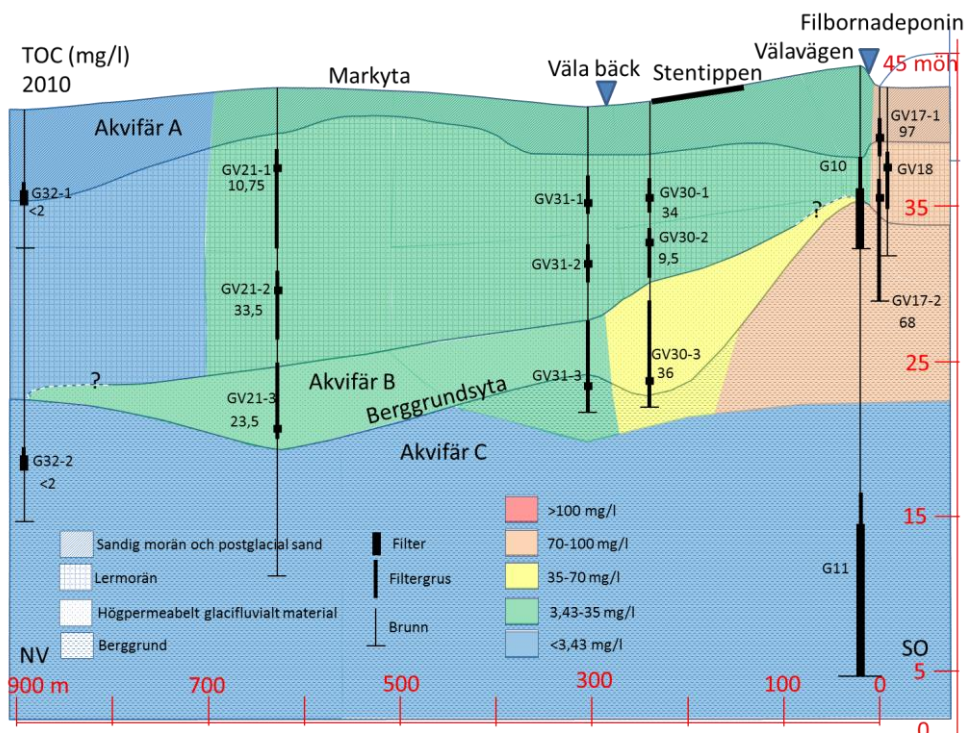
B4.3. Medelhalten av järn som uppmäts 2006.



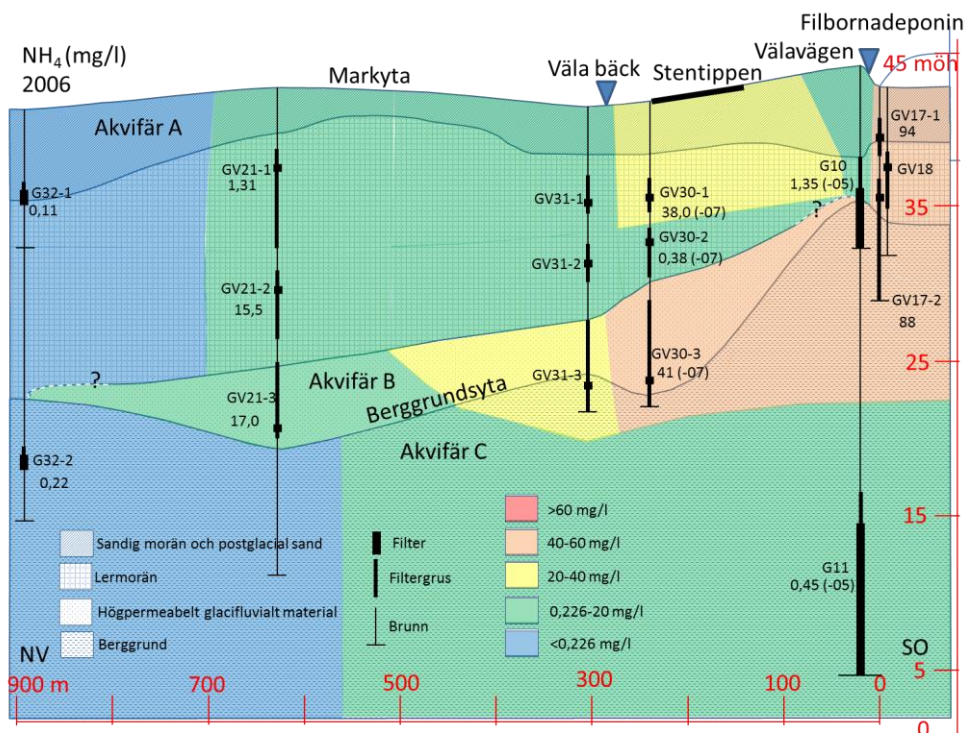
B4.4. Medelhalten av järn som uppmäts 2010.



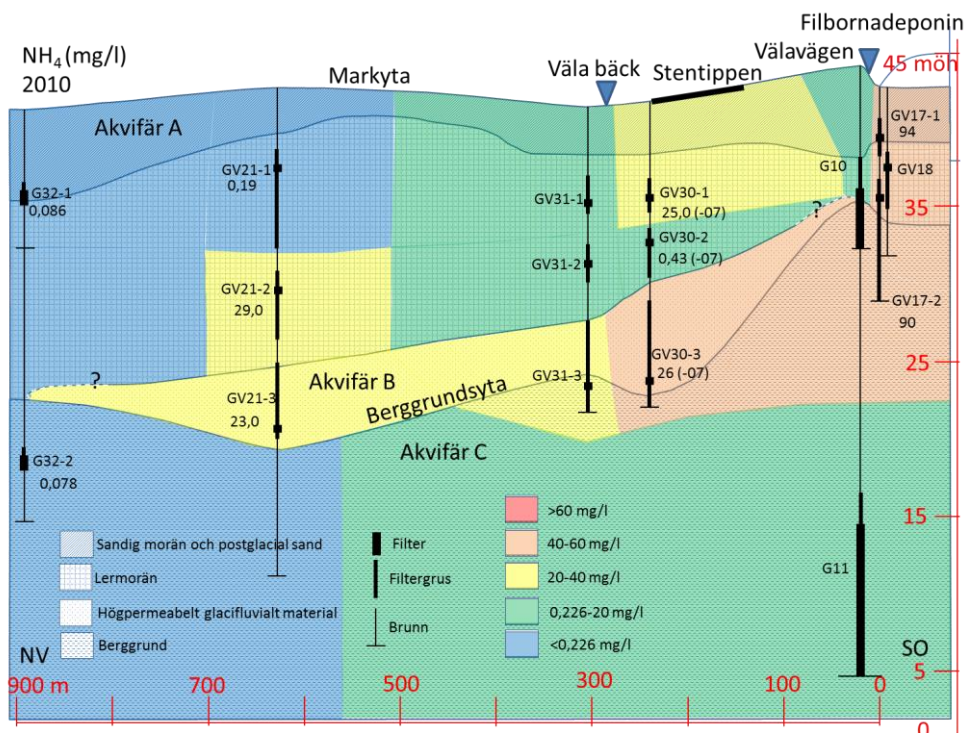
B4.5. Medelhalten av TOC som uppmäts 2006.



B4.6. Medelhalten av TOC som uppmäts 2010.

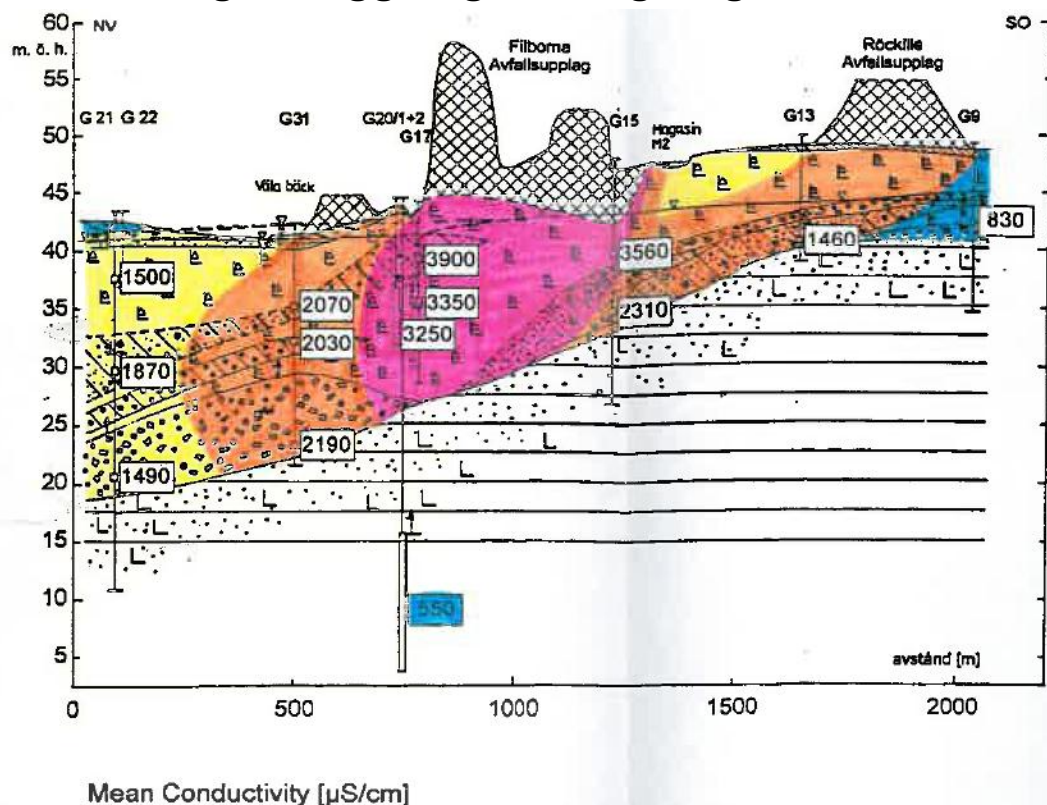


B4.7. Medelhalten av ammonium som uppmäts 2006.

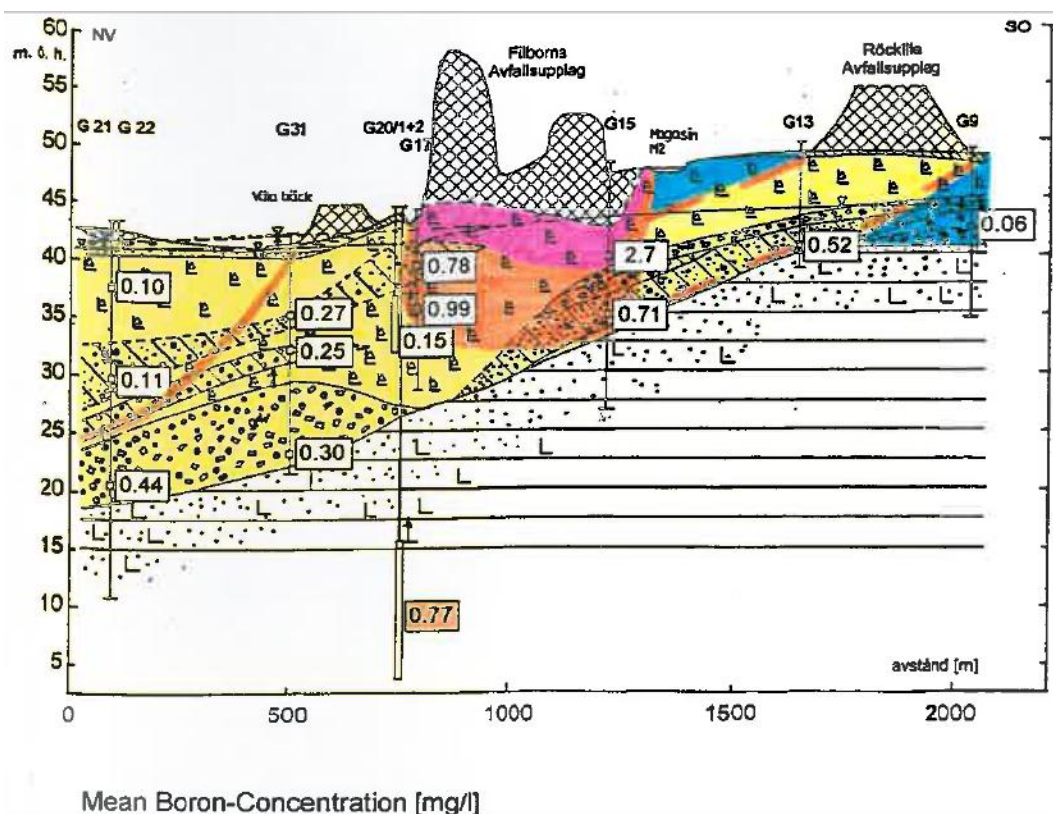


B4.8. Medelhalten av ammonium som uppmäts 2010.

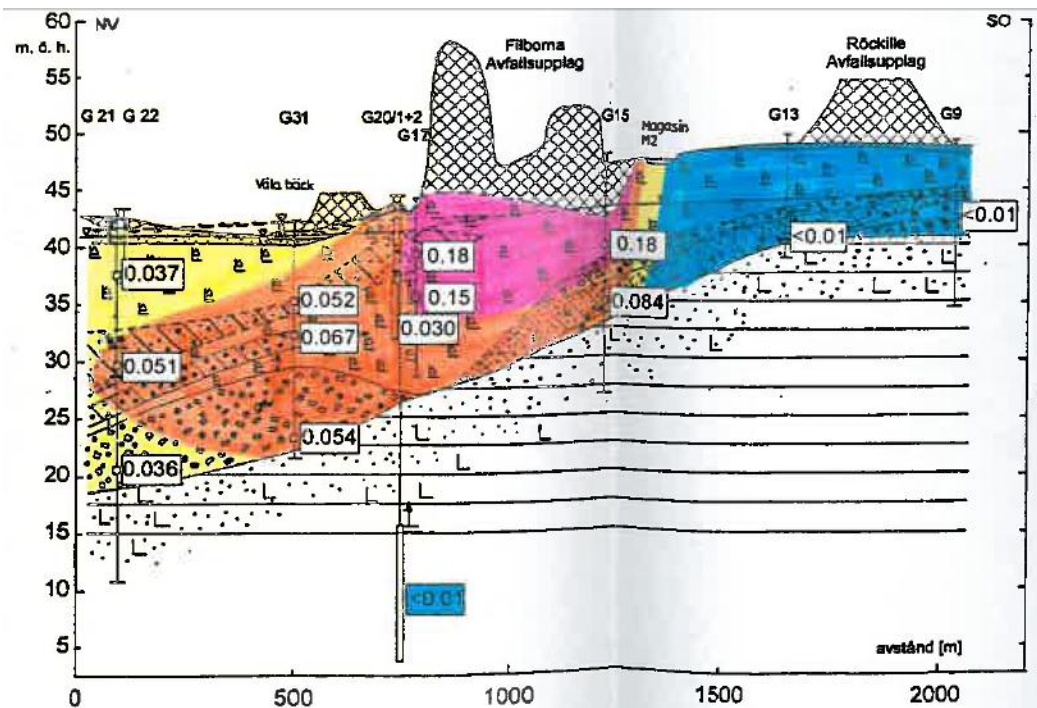
Bilaga 5. Dittrichs grundvattenprofiler över området kring Återvinningsanläggning Helsingborg



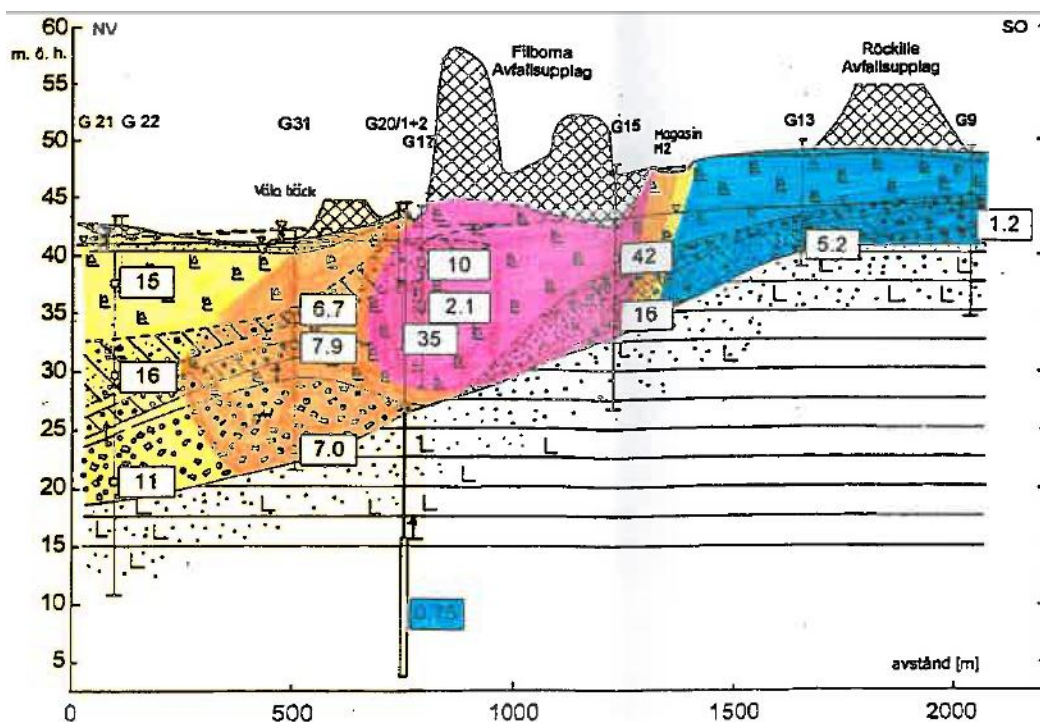
Figur B5.1 Medelkonduktiviteten år 1997-1998 som uppmättes av Dittrich (1998).



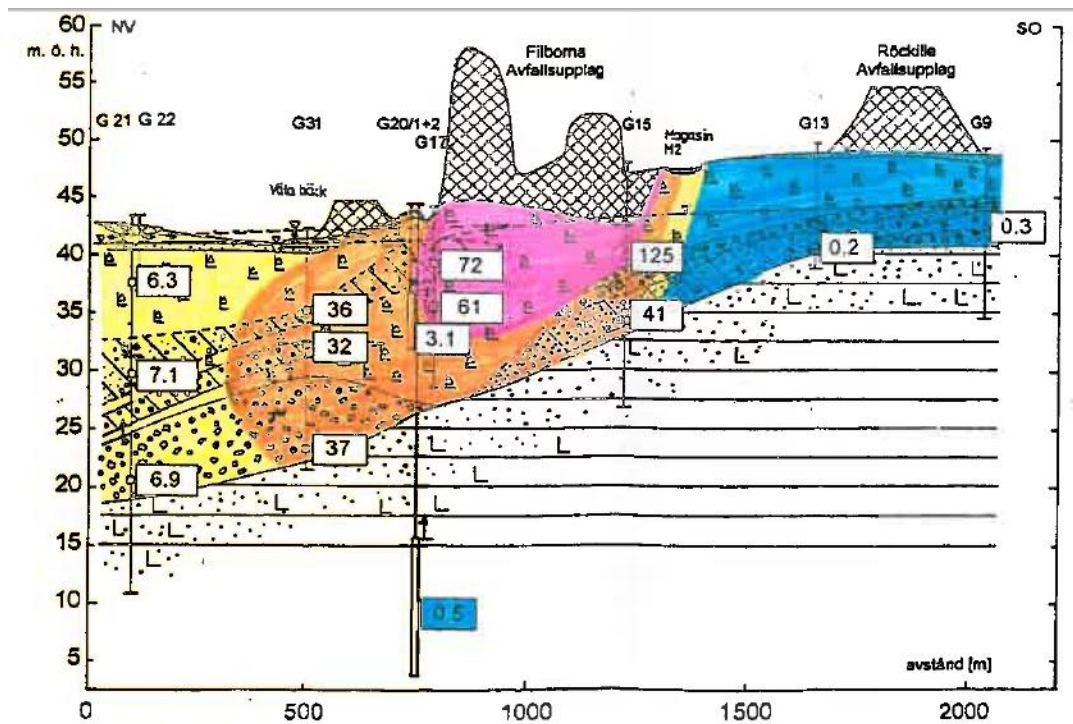
Figur B5.2 Medelborhalterna år 1997-1998 som uppmättes av Dittrich (1998).



Figur B5.3. Medel AOX-halterna år 1997-1998 som uppmättes av Dittrich (1998).

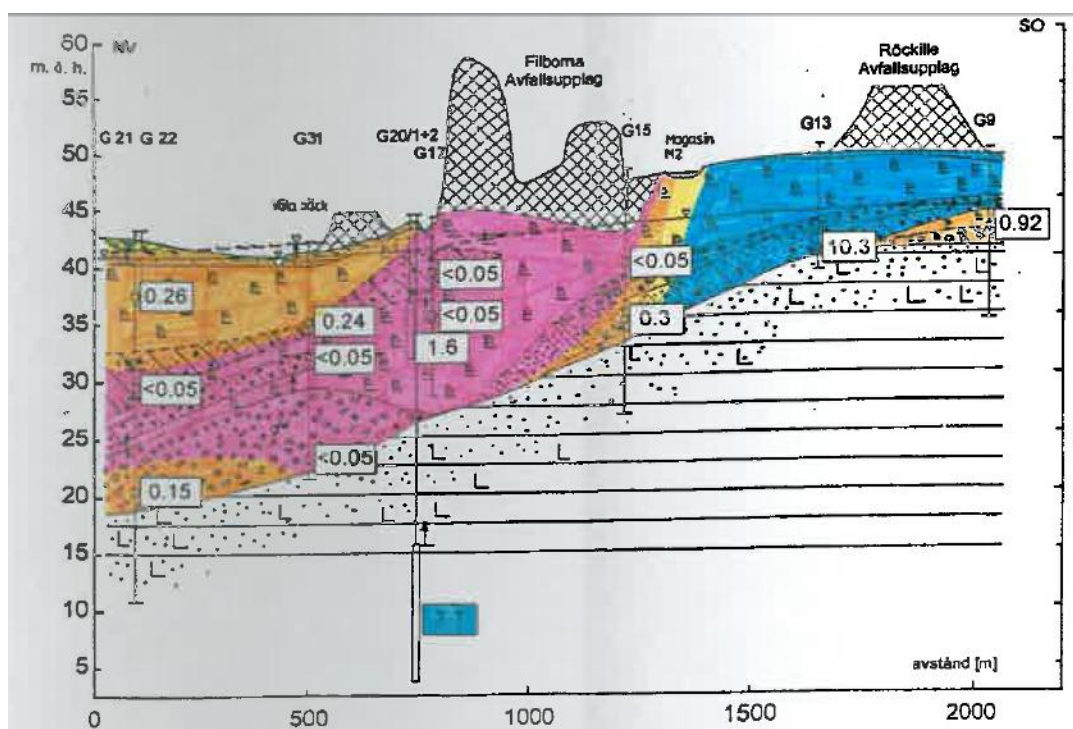


Figur B5.4. Medeljärnhalterna år 1997-1998 som uppmättes av Dittrich (1998).



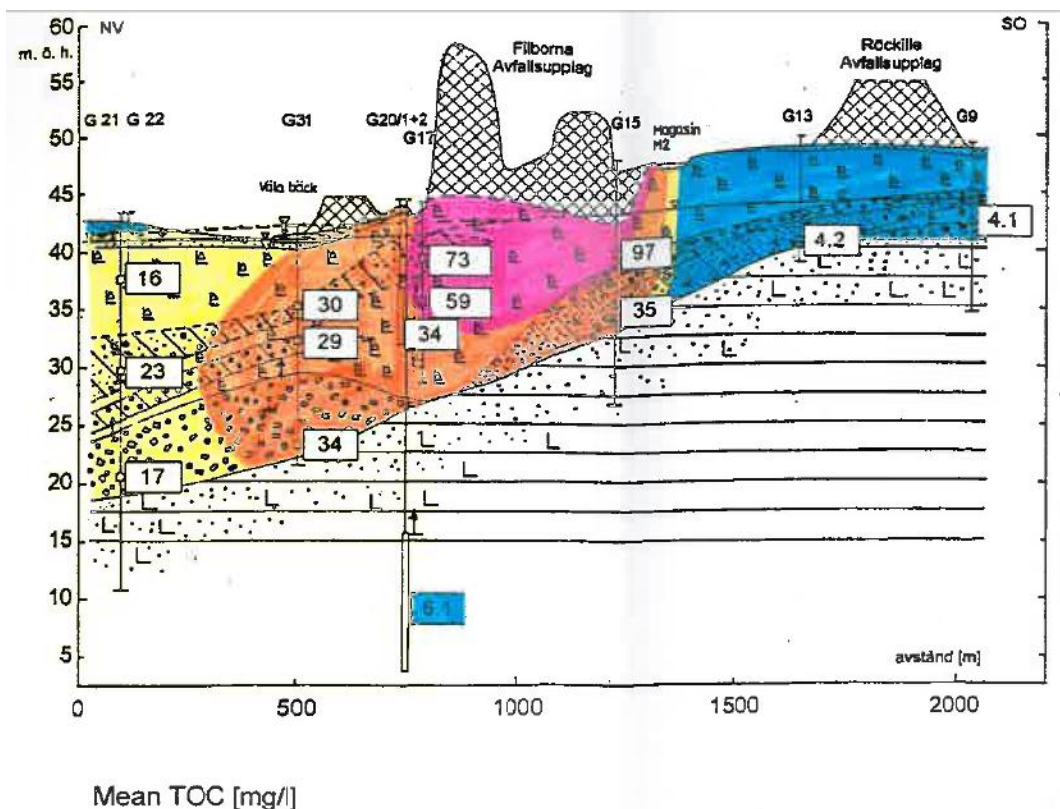
Mean Ammonium-Concentration [mg/l]

Figur B5.5. Medelammoniumhalterna år 1997-1998 som uppmättes av Dittrich (1998).

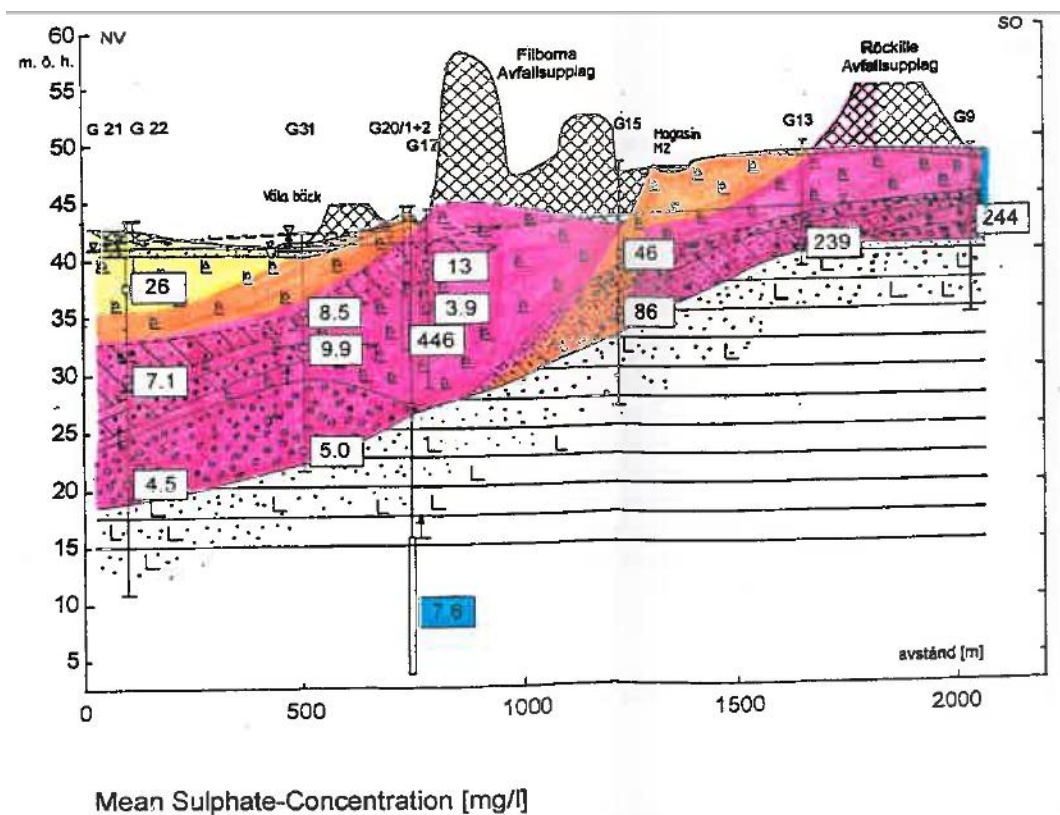


Mean Nitrate-Concentration [mg/l]

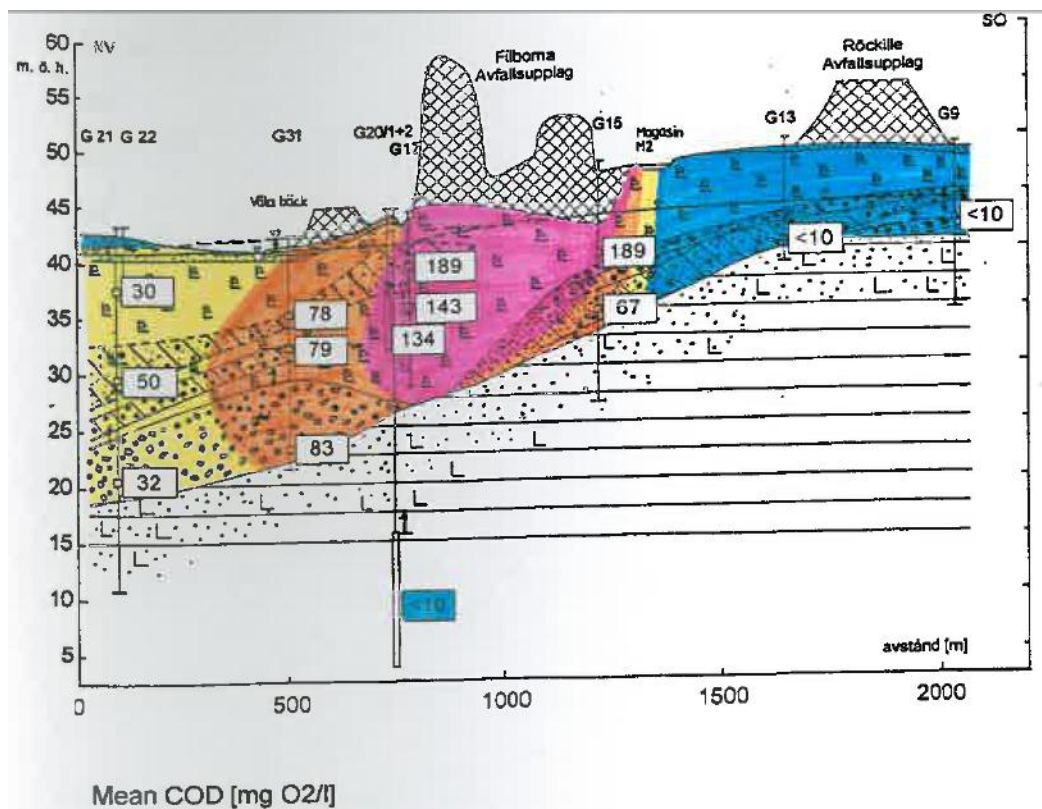
Figur B5.6. Medelnitrathalterna år 1997-1998 som uppmättes av Dittrich (1998).



Figur B5.7. Medel TOC-halterna år 1997-1998 som uppmättes av Dittrich (1998).



Figur B5.8. Medelsulfathalterna år 1997-1998 som uppmättes av Dittrich (1998).



Figur B5.9. Medel-AOX-halterna år 1997-1998 som uppmättes av Dittrich (1998).

REVIDERINGAR			
REV	BESKRIVNING	DATUM	SIGN.

- PROVPUNKTER:
- L1 - L10** Lakvatten
 - Y1 - Y8** Ytvatten
 - B1 - B4** Grundvattenrör, 1986
 - G2 - G11** Grundvattenrör, 1980 - 1986
 - GV0 - GV31** Grundvattenrör, 1997
 - G32-1;2** Nya grundvattenrör, 2005
 - G715** en gammal brunn
 - SD1, SD2** Special deponi
 - K1, K2** Kemivatten
 - AV3, AV4** Kondensvatten, deponigassystemet
 - SL1, SY2** Lak- och ytvatten, Stentippen
 - RG1-9** Grundvattenrör, Rökille
 - RL1-9C** Lakvattenrör, Rökille
 - RY0-1** Ytvatten, Rökille
 - Rsp** Spolstation, Rökille



**Nordvästra Skånes
Renhållnings AB**
251 89 Helsingborg
tel: 042-10 75 70
www.nsr.se

Filborna återvinningsanläggning

PROVPUNKTER VATTEN
KONTROLLPROGRAM

RITAD AV: Sanita Vukicevic

GRANSKAD AV: Anders Lorentzon

MILJÖKONTROLL:

RITN. NR: Bilaga 4

SKALA: 1:8000

DATUM: 2007-01-22

REV