

Examensarbete
TVVR 07/5013

Infiltration av lakvatten från specialceller i bioceller

En effektiv metod för att förhindra spridning av metaller

Zara Isacsson



Division of Water Resources Engineering
Department of Building and Environmental Technology
Lund University

Infiltration av lakvatten från specialceller i bioceller

En effektiv metod för att förhindra spridningen av metaller

Zara Isacsson

Infiltration of leachate from special cells into biocells

An effective method to prevent emissions of metals

Zara Isacsson

Förord

Arbetet du har framför dig är resultatet av mitt examensarbete som utförts i samarbete mellan SYSAV och institutionen för Teknisk Vattenresurslära vid Lunds Tekniska Högskola. Examensarbetet ingår som ett avslutande moment på civilingenjörsprogrammet i Ekosystemteknik. Det finns en del personer som hjälpt mig under den termin arbetet pågått och som här förtjänar ett tack.

Först och främst vill jag rikta ett stort tack till Anna Andersson på SYSAV som inte bara såg till att arbetet blev av utan även har försett mig med massor av material och svarat på mina frågor. Ett stort tack även till min handledare på LTH, professor Kenneth M. Persson som under arbetets gång har stöttat, uppmuntrat och kommit med bra kommentarer. Kent Björck på SYSAV förtjänar också ett tack för att han tagit sig tid att på ett utmärkt sätt förklara de tekniska detaljerna kring infiltrationsanordningen för mig.

Sist men inte minst sänder jag ett stort varmt tack till mina vänner, min pojkvän och min familj som alltid har stöttat och sporrat mig och dessutom bidragit till många goda skratt under årens lopp.

Sammanfattning

Deponering är en metod som sedan länge använts för att behandla avfall. Metoden är dock kopplad till en rad miljöpåverkande faktorer, varav produktion av lakvatten är en. I lakvattnet finns bland annat lösta näringsämnen och metaller och dessa kan ge negativ påverkan på ekosystem om de sprids i miljön.

Det här examensarbetet syftar till att besvara frågan om metaller i lakvatten kan retarderas genom att lakvattnet från en specialcell infiltreras i en biocell. För att besvara frågeställningen har mätvärden för ett antal kemiska parametrar analyserats på en deponeringsanläggning som ligger i Malmö och bedrivs av SYSAV.

Arbetet avser även svara på frågan hur hårt biocellen kan belastas i fråga om hydraulik. Därför simuleras de förväntade uppehållstiderna av vatten i biocellen vid olika infiltrationshastighet och porositet.

För att ge resultaten tyngd har en litteraturstudie avseende deponering, hydrologi och hydraulik, lakvatten och metallers mobilitet i mark och vatten gjorts.

Resultatet från litteraturstudien visar bland annat att lakvatten produceras genom att nederbörd perkolerar genom avfallet. Lakvattnet för med sig metaller och andra kemiska föreningar som funnits bundna i avfallet och om koncentrationen av dessa ämnen blir för höga kan det innebära en risk då lakvattnet pumpas vidare till reningsverk eller recipient. Just metaller är viktiga att studera eftersom de är grundämnen och i och med det inte bryts ner. Metallers mobilitet i deponier bestäms i hög grad av faktorer som pH, redoxpotential, halten löst organiskt kol och tillgången på sulfid.

Vid simulering av uppehållstiden för vatten i biocellen framkom att uppehållstiden följer ett linjärt samband med porositeten där en ökning i porositet med 1 % svarar mot en ökning i uppehållstid på cirka en månad. Infiltrationshastighetens påverkan på uppehållstiden visar sig följa ett samband som innebär en dramatisk minskning i uppehållstid vid låga infiltrationshastigheter men en mindre skillnad då infiltrationshastigheten ökar.

Resultatet från analyserna av viktiga parametrar för metallers mobilitet visar att miljön i biocellen är mer gynnsam för fastläggning av de flesta metaller än miljön i specialcellen. Arsenik är den metall som mest skiljer sig från de andra och därför rekommenderas att denna metall följs upp kontinuerligt, tillsammans med viktiga parametrar såsom pH, redoxpotential och löst organiskt kol för att snabbt kunna detektera förändringar.

Sammantaget visar resultatet att infiltrationen är en effektiv metod för att förhindra spridning av metaller i omgivande miljö. Metoden att infiltrera lakvatten är relativt enkel och kan utvecklas på anläggningen förutsatt att den hydrauliska belastningen beaktas. Detta för att minimera risken för ursköljning.

Nyckelord: Spillepeng, lakvatten, metaller, infiltration, hydraulisk uppehållstid, recirkulering.

Summary

Landfilling is a method which has been used for a long time in order to treat solid waste. The method is however coupled to a range of disturbing factors for the environment of which leachate production is one. Among other things leachate consist of dissolved nutrients and metals and these may cause negative effects on ecosystems if the leachate is disposed to the surroundings.

The aim of this master thesis is to answer the question if retardation of metals in leachate can be brought about by infiltration of leachate from special cells into biocells. In order to answer the question a number of chemical parameters at a landfill site operated by SYSAV in Malmö have been analysed.

The thesis also intents to answer the question as to what extent infiltration can be carried out. For that reason the expected hydraulic retention time in the biocell depending on porosity and infiltration rate is simulated.

To make the results more reliable a literature study including landfilling, hydrology and hydraulics, leachate and mobility of metals in soil and water has been carried out.

The results from the literature study indicate among other things that leachate is produced when precipitation is percolating through the waste. Along its way the leachate brings metals and other chemical compounds that have been stored within the waste pile and if the concentrations of these compounds get too high it may cause a problem when the leachate is disposed to the waste water treatment plant or the recipient. Metals are important to study since they are elements and because of this are not degraded. The mobility of metals in landfills is decided by factors like pH, redox potential, amount of dissolved organic carbon and supply of sulphide.

When simulations of the hydraulic retention time in the biocell was performed a linear correlation was found between hydraulic retention time and porosity. An increase of 1 % in porosity corresponds to an increase of approximately one month in hydraulic retention time. The infiltration rate showed a correlation to hydraulic retention time which implies a dramatic decrease in hydraulic retention time when the infiltration rate is low but only a slight difference when the infiltration rate is higher.

The results from the analysis of parameters which are important for the mobility of metals imply that the environment in the biocell is more favourable for retardation of most of the metals than the environment in the special cell. Arsenic is the metal which differs the most from the others and due to this it is recommended that arsenic together with important parameters like pH, redox potential and dissolved organic carbon is analysed continuously in order to rapidly detect changes.

All in all the results show that infiltration is an effective process for preventing metal emissions to the environment. The method is quite simple and easy to operate and can be developed at the site presupposed that the hydraulic load is considered in order to minimize the risk of wash-out.

Keywords: Spillepeng, leachate, metals, infiltration, hydraulic retention time, recirculation.

Ordlista och förkortningar

I arbetet förekommer termer och förkortningar som inte förklaras i den löpande texten. Därför ges här förklaringar till vissa uttryck och de förkortningar som används skrives ut.

Ordlista

Adhesion

Kraftverkan mellan atomer av olika slag.

Adsorption

Förloppet när ett fast ämne till sin yta upptar och binder ämnen från en gas eller vätska.

Anisotropi

Innebär att en fysikalisk egenskap är olika i olika riktningar (x, y, z).

Biocell

Deponi där avfallet som tillförts i huvudsak består av hushållsavfall och övrigt avfall med hög andel lättnedbrytbart material. I biocellen optimeras de nedbrytande processerna genom reglering av olika parametrar.

Biotillgänglig

Hur tillgänglig föroreningen är för biologiskt upptag (till exempel via cellmembran eller växtrötter).

BOD/COD kvot

Anger graden av nedbrytbarhet. En hög kvot anger att det finns mycket lättnedbrytbara organiska ämnen.

Desorption

Innebär att molekyler som är fysikaliskt bundna till ytan av ett fast ämne avlägsnas.

Eutrofiering

Övergödning till följd av extra tillskott av näringsämnen.

Evaporation

Innebär avdunstning som sker framförallt från en fri vattenyta.

Evapotranspiration

Avdunstning av vatten från en bevuxen markyta. Består dels av evaporation och dels av transpiration.

Fältkapacitet

Det maximala vatteninnehåll som de kapillära krafterna i ett medium kan hålla gentemot gravitationen. Om jorden är finkornig är fältkapaciteten hög och vice versa.

Humid

Vattenhaltig. I humida områden är nederbörden större än evapotranspirationen.

Humus

De döda växt- och djurdelar som finns i förnan och som har omvandlats med hjälp av mikroorganismer till delar så att det inte går att med blotta ögat definiera dem.

Hydraulisk konduktivitet

Jordens förmåga att leda vatten. Beror på porstorlek, porsystemets uppbyggnad och vattenhalt. Mäts i m/s

Hydrolys

Är en kemisk reaktion där bindningar i molekylerna bryts genom reaktion med vatten.

Infiltration

Är den process då nederbördsvatten tränger ner i marken istället för att föras bort genom ytavrinning.

Konduktivitet

Ett ämnes eller materials elektriska ledningsförmåga. I vätska bestäms konduktiviteten av mängden lösta salter.

Ligand

Jon eller molekyl som är bunden till en centralatom i en komplex kemisk förening.

Porositet

Hålighet. Definieras som hålrummens volym per volymenhet av hela materialet.

Recipient

Mottagare. I miljösammanhang utgörs recipienten ofta av hav, sjöar, vattendrag eller atmosfär som tillförs restprodukter från avfallsupplag, fabriker etcetera.

Redoxpotential

Ger ett mått på tillståndet i miljön och därmed drivkraften för de reaktioner som sker. I kemiska reaktioner sker ett utbyte av elektroner och således hör till varje reaktion även en redoxpotential.

Specialcell

Deponi som har tillförts svårhanterligt material. Några exempel på vad som kan tippas i en special cell är flygaska, bottenslagg, asbest och kliniska avfall.

Transpiration

Avgivande av vatten från en växt. Ungefär som att växten svettas ut vattenånga.

Xenobiotiska ämnen

Kroppsfrämmande ämnen, ämnen som inte naturligt ingår i kroppens ämnesomsättning.

Förkortningar

BOD = Biochemical oxygen demand

COD = Chemical oxygen demand

DOC = Dissolved organic carbon

POC = Purgeable (flyktigt) organic carbon

TOC = Total organic carbon. $\text{TOC} = \text{POC} + \text{DOC}$

SMHI = Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut

Innehållsförteckning

1. Inledning och problemformulering	1
1.1 Syfte	1
1.2 Avgränsningar	1
1.3 Målgrupp	2
2. Metod och felkällor	2
2.1 Metod	2
2.2 Felkällor	2

DEL 1. BAKGRUNDSFAKTA

3. Deponering som behandlingsmetod för avfall.....	5
3.1 Deponering idag	5
3.2 Olika deponeringsstrategier.....	6
3.3 Deponins faser.....	6
3.3.1 Fas I.....	7
3.3.2 Fas II.....	7
3.3.3 Fas III.....	7
3.3.4 Fas IV.....	8
3.3.5 Fas V-VIII.....	8
3.4 Faktorer som påverkar nedbrytningen.....	9
3.5 Begreppet bioceller	9
4. Hydrologi och hydraulik	10
4.1 Vattnets kretslopp.....	10
4.1.1 Hydrologiska förhållanden i Sverige	11
4.2 Vattnets infiltration	12
4.2.1 Mängd vatten som kan infiltrera	13
4.3 Vattentransport i mark.....	13
4.3.1 Bindning av vatten i mark	13
4.3.2 Strömning genom mättad och omättad zon.....	13
4.4 Vattenbalans över deponin	14
4.5 Vattenströmning i avfall.....	14
5. Lakvatten	15
5.1 Lakvattenkemi	15
5.1.1 Lakvatten från olika typer av celler	16
5.2 Produktion av lakvatten.....	16
5.3 Recirkulering som behandlingsmetod för lakvatten.....	16
5.3.1 Fördelar och nackdelar med recirkulering	17
5.3.2 Recirkuleringens avslut	17
5.4 Risker kopplade till spridning av lakvatten i omgivningen.....	17
5.5 Lagkrav på lakvattenutsläpp.....	18
6. Några olika metaller	18
6.1 Arsenik (As)	19

6.2 Bly (Pb)	19
6.3 Järn (Fe).....	19
6.4 Kadmium (Cd).....	20
6.5 Kobolt (Co)	20
6.6 Koppar (Cu).....	20
6.7 Krom (Cr).....	21
6.8 Kvicksilver (Hg).....	21
6.9 Mangan (Mn).....	21
6.10 Nickel (Ni).....	21
6.11 Zink (Zn)	22
7. Metaller i mark och vatten	22
7.1 Mobilitet i vatten	22
7.1.1 Förekomstformer.....	23
7.2 Mobilitet i mark.....	24
7.2.1 Utfällning	24
7.2.2 Adsorption.....	25
7.2.3 Humusämnenens löslighet.....	27
7.2.4 Redoxpotential.....	28
8. Metaller i avfall	29
8.1 Metallemissioner under deponins fasen.....	29
8.1.1 I värsta fall	30
 DEL 2. ANLÄGGNINGEN	
9. Beskrivning av anläggningen.....	32
9.1 Specialcellen.....	34
9.2 Biocellen.....	34
9.3 Lakvattenhantering på anläggningen	35
9.3.1 Beskrivning av infiltrationsanordningen.....	36
10. Hydraulisk modell över biocellen.....	37
10.1 Recirkulationsoptimum och fältkapacitet.....	39
10.1.1 Mängd vatten som krävs för att nå fältkapacitet i biocellen.....	40
10.1.2 Beräkning av uppehållstid i biocellen.....	41
10.1.3 Kanalströmningens påverkan på uppehållstiden	44
10.2 Utvärdering av resultat	44
10.2.1 Risk för ursköljning	44
10.2.2 Kontroll av uppehållstiden vid infiltrationens början.....	45
10.3 Hydraulisk belastning.....	46
11. Analys av parametrar på anläggningen.....	47
11.1 Lakvatten och nederbörd	48
11.1.1 Säsongsberoende i lakvattenproduktion.....	49
11.1.2 Nederbördens påverkan på lakvattenproduktion	50
11.2 pH, alkalinitet och konduktivitet.....	51
11.2.1 pH.....	51
11.2.2 Alkalinitet	52

11.2.3	<i>Konduktivitet och klorid</i>	54
11.3	Näringsämnen	55
11.3.1	<i>Kol</i>	55
11.3.2	<i>Kväve</i>	58
11.3.3	<i>Fosfor</i>	58
11.4	Metaller	59
11.4.1	<i>Järn och Mangan</i>	59
11.4.2	<i>Kobolt, Nickel, Zink</i>	61
11.4.3	<i>Koppar och Krom</i>	63
11.4.4	<i>Arsenik, Bly, Kadmium och Kvicksilver</i>	64
11.5	Jämförelse med andra lakvatten och riktlinjer	66
12.	Sammanfattande diskussion	67
12.1	Hydrologi och hydraulik	68
12.2	Kemiska parametrar	69
12.4	Rekommendationer	71
13.	Slutsatser	72
14.	Kontakt	73
15.	Referenser	74
15.1	Text	74
15.2	Figurer	76
15.3	Tabeller	78
15.4	Bilagor	78
Bilaga 1.	Darcy´s lag	79
Bilaga 2.	Strömningstid	80
Bilaga 3.	M-fil	81
Bilaga 4.	Riktvärden	82
Bilaga 5.	Cyanid- och fenolhalter	83

1. Inledning och problemformulering

Ett föremål som innehavaren inte längre har någon nytta av eller inte önskar behålla blir till avfall. Ett vanligt sätt att hantera avfallet har länge varit att samla det på hög, deponering. Deponeringsförfarandet är dock förknippat med en rad miljöstörande faktorer varav produktionen av lakvatten är en.

Då vatten strömmar genom deponin för det med sig bland annat näringsämnen och metaller som finns lagrade i avfallet. Höga halter av lösta metaller kan leda till negativa effekter på ekosystem om de frisätts i den omgivande miljön. I det kommunala reningsverket kan metallerna ackumuleras i slammet vilket gör det otjänligt som gödningsmedel. Således finns det dels en miljövinst och dels ett visst ekonomiskt intresse av att rena lakvattnet från metaller innan det pumpas till reningsverket eller recipienten.

1.1 Syfte

Syftet med det här examensarbetet är att studera viktiga kemiska parametrar, i huvudsak metaller, i lakvatten från två strömmar på en deponi som drivs av Sydsåkånes avfallsaktiebolag (SYSAV) i Malmö. Från specialceller, där bland annat askor från avfallsförbränningen har deponerats, pumpas ett metallhaltigt lakvatten till en biocell där det får infiltrera. Genom att kontrollera metallhalterna i lakvattnet från specialcellen och biocellen kan slutsatser beträffande hur biocellens lakvatten påverkas av det extra tillskottet av metaller dras. Examensarbetet avser svara på frågan om metoden att infiltrera ett metallhaltigt lakvatten i en biocell kan användas för att binda metaller i avfallet.

Arbetet omfattar även ett moment där hydrauliken och hydrologin över biocellen studeras. Från detta dras en slutsats om hur mycket lakvatten som kan tillåtas infiltrera och således hur hårt biocellen kan belastas utan risk för ökad påverkan på omgivningen.

De övergripande frågeställningarna ser ut som följer:

** Påverkas lakvattnet från biocellen av det infiltrerande lakvattnet från specialcellen med avseende på metaller?*

** Kan metoden att infiltrera ett metallhaltigt lakvatten i en biocell användas för att binda in och på så sätt hindra spridningen av metaller?*

** Är den hydrauliska belastningen över biocellen för hög eller kan den ökas?*

1.2 Avgränsningar

Arbetet avgränsas rent geografiskt till att bara gälla specialcellen och biocellen på etapp 1 på deponin. Vidare avgränsas de kemiska analyserna med tillhörande diskussion till att bara gälla näringsämnena kol, kväve och fosfor samt de metaller som ingår i SYSAVs kontrollprogram. I mätdata ingick även cyanid- och fenolhalter. Dessa har analyserats men presenteras i bilaga 5 då de faller utanför arbetets omfattning. Tidsmässigt avgränsas arbetet till att omfatta 20 veckor.

1.3 Målgrupp

Den här rapporten är ett examensarbete som ska ligga inom ramarna för civilingenjörsutbildningen i Ekosystemteknik. Arbetet utgör dock inte bara en del i examen utan ska även kunna användas av SYSAV som en del av ett beslutsunderlag. Målgruppen innefattar därmed studenter i de övre årskurserna på Ekosystemteknik och även yrkesverksamma inom miljö- och avfallsområdet.

2. Metod och felkällor

Här beskrivs de metoder som använts för att uppfylla syftet med arbetet. I anslutning till detta görs även en bedömning av källornas trovärdighet.

2.1 Metod

För att uppfylla syftet med examensarbetet måste en studie över rådande förhållanden på anläggningen göras. SYSAV har sedan deponeringens början mätt kemiska parametrar i lakvattnet från special- och biocellen men även hydrauliska parametrar såsom nederbörd och lakvattenproduktion och detta material utgör utgångspunkten för analyserna.

Det här arbetet avser utreda hur metallhalter i lakvatten från biocellen påverkas av tillskottet från specialcellen men det är även nödvändigt att analysera parametrar som kan påverka metallernas mobilitet. Halt av näringsämnen analyseras också varpå kopplingar till utsläppskrav för reningsverk dras.

Mätdata sammanställs och analyseras i Excel. Den hydrauliska modelleringen som ligger till grund för att bestämma uppehållstiden och med det infiltrationshastigheten i biocellen utförs i Matlab på grund av att detta program gör simuleringar där en eller flera parametrar varieras enkla.

För att ge en generell bild över situationen på Spillepeng görs även en jämförelse med andra rapporterade halter i lakvatten och det vattenkvalitetskriterium som används i Kanada för att värdera föroreningsgraden i ytvatten. Att kanadensiska värden används beror på att en lika omfattande klassning ännu inte har utförts i Sverige. Naturvårdsverket hänvisar på sin hemsida till de kanadensiska riktvärdena.

För att kunna dra några slutsatser utifrån resultaten måste en litteraturstudie kring hydraulik, hydrologi och metallers mobilitet i mark och vatten göras. Litteraturstudien bygger på publicerade vetenskapliga artiklar och material från läroböcker.

Samtliga mätdata och anläggningsbeskrivning har inhämtats från SYSAV, dels genom miljörapporter och dels genom samtal och kommunikation via e-post med personal på SYSAV. Kontaktuppgifter till berörda personer presenteras i kapitel 14.

2.2 Felkällor

Källorna i det här arbetet utgörs av kontakter på SYSAV, kurslitteratur och vetenskapliga artiklar. Samtliga skriftliga källor bedöms som pålitliga och korrekta. De artiklar och rapporter som använts har genomgått granskning innan de publicerades och det stärker deras trovärdighet.

Vad gäller de muntliga källorna på SYSAV bedöms även de som trovärdiga. Detta eftersom de berörda personerna har mångårig erfarenhet och med det specifik kunskap om hur

situationen ser ut på anläggningen. De mätvärden som har använts för analyser är utförda på ackrediterat laboratorium. SYSAV gör regelbundet även egna kontrollmätningar av vissa parametrar och det borgar ytterligare för resultatens riktighet.

Del 1. Bakgrundsfakta

- Litteraturstudie

3. Deponering som behandlingsmetod för avfall

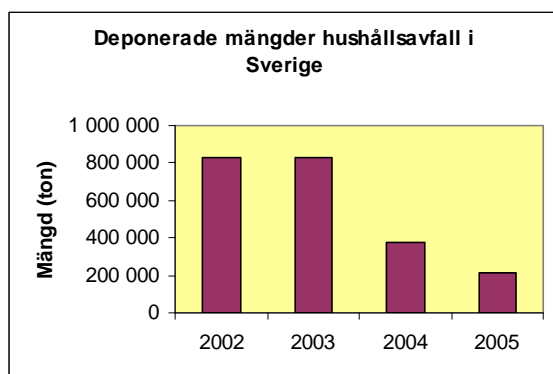
Metoden att deponera avfall har använts av människan i alla tider. Fyndigheter från indianstammar som levde på 800-talet före Kristus visar att redan då anlades speciella platser för avfall, ofta grävdes avfallet ner en bit ifrån bosättningsplatserna. På den tiden, liksom idag, var deponering förknippat med ett antal problem men då var problemen snarare av hälsovådlig karaktär än de mer miljörelaterade problem som vi idag associerar med deponering.[1]

Redan 1969 identifierades deponering som ett miljöproblem i Sverige i lagtexten genom införandet av miljövrådslagen. Detta ledde till en centralisering av deponeringsverksamheten och färre men större deponier anlades jämfört med tidigare.[2]

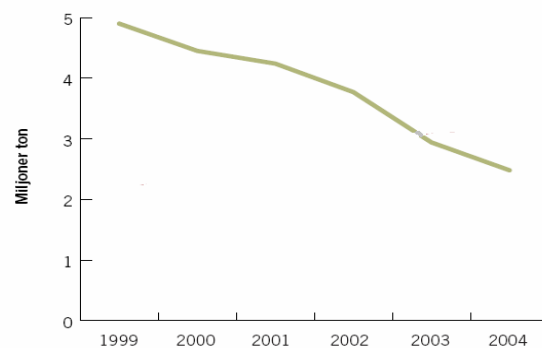
3.1 Deponering idag

Deponeringsverksamheten i Sverige idag styrs i grunden av EU:s deponeringsdirektiv (1999/31/EG) som införlivats i svensk lagstiftning genom förordning (SFS 2001:512) om deponering. I förordningen finns riktlinjer och bestämmelser kring till exempel vad som får deponeras och hanteringen av lakvatten.

Till följd av förbudet att deponera brännbart avfall som trädde ikraft den 1 januari 2002 och förbudet att deponera organiskt avfall som trädde i kraft den 1 januari 2005, har behandlingen av avfall i Sverige aktivt styrts bort från deponering.[4] Detta återspeglas även i statistiken som visar en tydlig neråtgående trend i mängden avfall som skickas till deponi, se figur 1 och 2.



Figur 1. Mängd deponerat hushållsavfall. [A]



Figur 2. Total mängd deponerat avfall. [B]

Med anledning av de föreliggande deponeringsförbuden finns anledning att tro att det deponerade avfallet i framtiden kommer vara av annorlunda karaktär jämfört med tidigare, framförallt med avseende på innehåll av organiskt material.

Från och med den 1 januari 2009 ska tillstånd för fortsatt deponering ha trätt ikraft och det ställer krav på avfallsaktören att säkerställa att deponin uppfyller de krav som ställs i deponeringsförordningen (2001:512). Enligt förordningen ska till 2010 den lättnedbrytbara fraktionen av avfallet reduceras med 75 % jämfört med 1993 års nivå. Syftet med regleringen är att minska bildningen av deponigas. [3] I samband med införlivandet av direktivet och deponeringsförordningens ikraftträdande kommer många deponier i Sverige att avslutas då de inte uppfyller de miljökrav som ställs.

3.2 Olika deponeringsstrategier

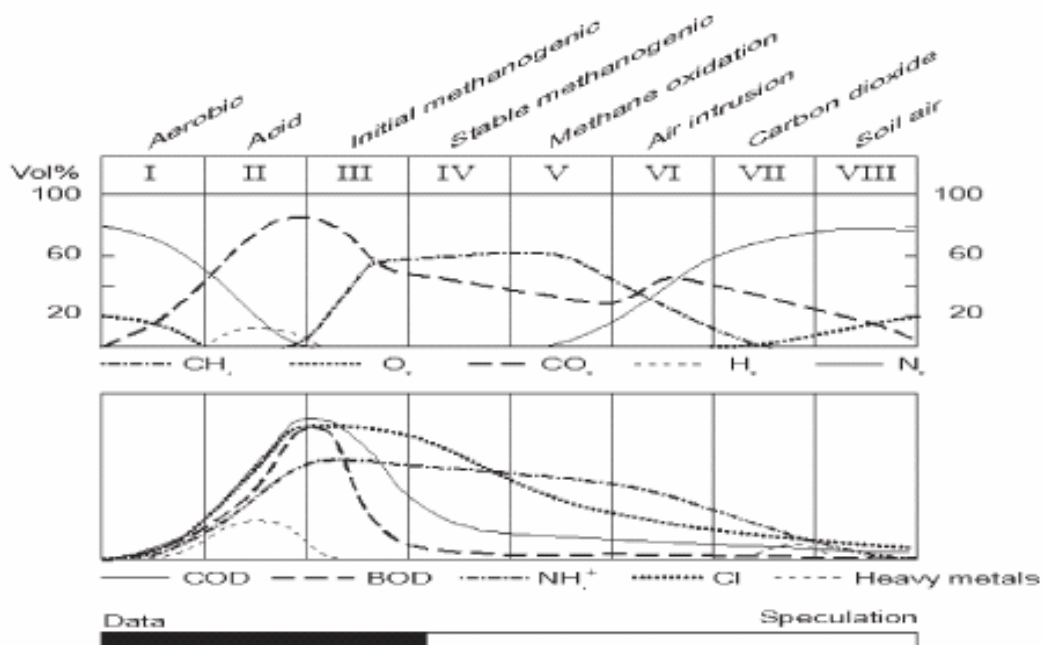
Sättet att betrakta deponering på har varierat mycket mellan olika länder och olika kontinenter. I exempelvis USA och Tyskland ansågs deponeringsanläggningen vara en slags inkapslingsanordning från vilken inget läckage fick ske. I dessa länder drogs även en tydlig gräns mellan farligt och icke farligt avfall och blandning av de två fraktionerna fick ej ske.[2] Som vi senare ska se har dock USA under det senaste årtiondet gått mot att betrakta deponin snarare som en reaktor än som en förvaringsplats.

I bland annat Kanada, Danmark och Sverige betraktas deponeringsanläggningen som en stabiliseringsanläggning. Syftet är att konstruera en plats där avfallet bryts ned stegvis, under kontrollerade former och efter en tid nås den gräns då deponin anses stabil. Ett stabilt avfall innehar en kvalitet som inte anses påverka omgivningen negativt. Ett stabiliserat lakvatten innebär att det håller grundvattenkvalitet.[2]

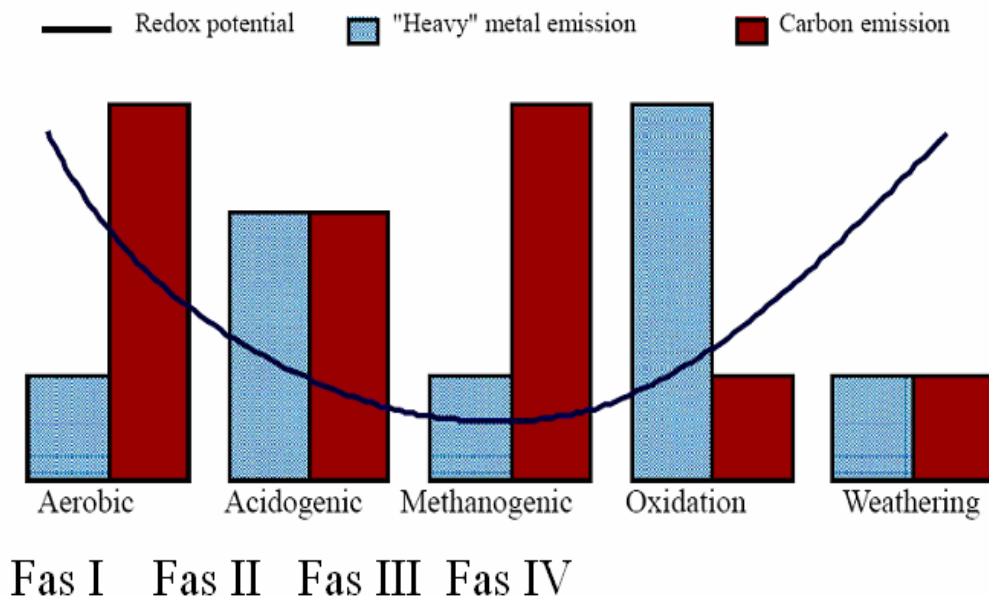
Ett tredje synsätt används, framförallt i Storbritannien och bygger på en teori om utspädning. Teorin innebär att omgivningen klarar av att ta emot små doser av bland annat tungmetaller och främmande ämnen utan risk för negativa effekter. Detta gör att farligt och icke farligt avfall kan blandas och deponeringsanläggningen anses fungera som ett anaerobt filter där föroreningar kan brytas ned eller successivt frisättas.[2] Teorin om utspädning börjar nu sprida sig och implementeras på flera andra platser i världen.

3.3 Deponins faser

När organiskt avfall tippas på ett upplag genomgår det ett antal kemiska processer som kan delas in i olika faser. Här ges en beskrivning av de faser som identifierats och de miljömässiga förhållanden och emissioner som kan härledas till respektive fas. Figur 3 och 4 avser ge en bild av de förändringar som sker under respektive fas.



Figur 3. Påverkan på ett antal parametrar då deponin genomgår olika faser. [C]



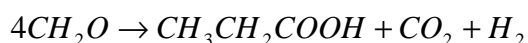
Figur 4. Förändring i redoxpotential och emission av kol och tungmetaller under deponins faser. [D]

3.3.1 Fas I

Precis efter att avfallet tippats på upplaget kan det fortfarande syresättas och nedbrytningen av organiskt material kan påbörjas. Ofta kompakteras avfall i samband med tippningen vilket gör att anaeroba förhållanden snabbare inträder i upplaget.[5]

3.3.2 Fas II

När syrenivån är tillräckligt låg, vilket tar cirka 2 veckor [2], inleds fas II, syrabildningsfasen. Denna fas kallas även den acidogena fasen och under fasen omvandlas organiskt material till syra genom:

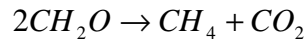


Under syrabildningsfasen, som varar ett par månader [2], är pH lågt och ligger vanligen mellan 4,5 och 6. Vid så låga pH kan inte de metanbildande bakterierna tillväxa och den sura miljön leder även till en frisättning av många metaller.[6]

Som både figur 3 och 4 visar, uppmäts de högsta COD- och BOD-halterna under deponins andra fas. BOD/COD-kvoten i denna fas har rapporterats uppgå till cirka 0,7 vilket innebär att en stor andel lättnedbrytbart material (mäts som BOD) fortfarande finns tillgängligt för mikroorganismerna.[5]

3.3.3 Fas III

Den tredje fasen innebär att cellulosa och hemicellulosa börjar brytas ned varpå BOD- och COD-halterna sjunker. Även BOD/COD-kvoten börjar under den tredje fasen att sjunka.[5] Syrabildningen minskar då brist på organiskt material uppstår och följden av det blir en ökning i pH. Med ett ökande pH kan de metanbildande bakterierna börja tillväxa och genom anaerob nedbrytning producera metangas och koldioxid:



Den blandning av gas som produceras i avfallsupplaget brukar benämnas deponigas. På grund av dess innehåll av metan, som är en stark växthusgas, är det viktigt att gasen samlas upp för att användas som biogas. Om deponigasen inte utnyttjas till biogas måste den facklas av för att minska påverkan på växthuseffekten.[6]

Enligt figur 4 inträder från och med den tredje fasen starkt reducerande förhållanden i deponin. Detta är en följd av och en indikation på att anaeroba förhållanden råder i upplaget.[7]

Till följd av det ökade pH-värdet under deponins tredje fas minskar lösligheten och därmed emissionerna av de flesta metaller. Det är således viktigt för spridningen av metaller att påverka förhållandena i deponin på ett sådant sätt att syrabildningssteget görs så kort som möjligt.[5]

I tabell 1 visas en jämförelse mellan uppmätta värden i lakvatten från deponins syrabildande och metanogena fas. Notera särskilt ökningen av pH och minskningen av organiskt material då deponin övergår från syrabildande till metanogen fas.

Tabell 1. En jämförelse av några kemiska parametrar under acidogena och metanogena förhållanden. [a]

	pH	BOD	COD	BOD/COD	Ca	Fe	Zn
Syrabildande	6,1	13 000	22 000	0,58	1200	780	5
Metanogen	8	180	3000	0,06	180	15	0,6

3.3.4 Fas IV

Under fjärde fasen fortsätter gasproduktionen i avfallsupplaget att öka för att under fas V börjar klinga av. Fas IV brukar benämnas som den stabila metanogena fasen.[5] Graden av metanproduktion bestäms av hydrolyshastigheten för cellulosa och hemicellulosa. I fjärde fasen finns fortfarande en del COD som mest består av onedbrytbara ämnen som humus- och fulvosyror.[7] BOD/COD-kvoten sjunker under fjärde fasen till under 0,1, vilket belyses i tabell 1 där kvoten under metanogen fas rapporteras vara 0,06.[5]

Tiden det tar att nå fjärde fasen beror till stor del på vattenhalten och därmed hydrolyshastigheten i avfallet. Det är vetenskapligt accepterat att nedbrytningen i torra klimat går långsammare än i mer humida områden. För att öka vattenhalten, och med det påskynda stabiliseringen av deponin, kan det lakvatten som läcker ut från deponin återinfiltreras i avfallet. Genom denna recirkulering kan vattenhalten i avfallet ökas från ca 15 % till 40 %. Recirkuleringen medför även att bakterier och substrat fördelas jämnare i avfallet vilket är en fördel vid nedbrytningen.[5] Recirkulering av lakvatten belyses vidare i kapitel 5.

De tre första faserna i deponin är väl dokumenterade och undersökta medan utvecklingen från och med inträdandet i den stabila metanogena fasen i huvudsak bygger på spekulationer.[5]

3.3.5 Fas V-VIII

Som figur 3 och 4 visar finns det teorier om att deponin efter den stabila metanogena fasen successivt syresätts igen och halten av kvävgas och syrgas ökar tills dess att de motsvarar sammansättningen i luft.[5]

Figur 4 visar även att om syre skulle tränga ner i deponin växlar miljön till att bli oxiderande vilket kan leda till en frisättning av de metaller som under reducerande förhållanden bundits in i avfallet.

3.4 Faktorer som påverkar nedbrytningen

Som nämndes i föregående kapitel är faktorer som pH och redoxpotential av stor vikt för nedbrytningen och med det deponins stabilisering. Även vattenhalten och temperaturen i deponin anses vara av betydelse för nedbrytningen och generellt gäller att nedbrytningshastigheten ökar med ökande temperatur och vattenhalt.[7]

En hög vattenhalt är ett tecken på en snabb stabilisering av deponin och är något som eftersträvas vid driften av deponier i flera länder, bland annat Sverige. Ett högt vatteninnehåll eller högt flöde genom avfallet anses förbättra de biokemiska processerna. Detta förklaras genom att hydrolysen och med den hela nedbrytningskedjan påbörjas snabbare då vatteninnehållet är högt.[3]

En hög vattenhalt i deponin avspeglar dessutom att anaeroba förhållanden råder och i och med att vattenhalten ökar så transporteras och distribueras näringsämnen snabbare och mer effektivt i avfallsupplaget, vilket ökar chanserna för optimal tillväxt av mikroorganismer.[8]

Det är emellertid inte alltid fördelaktigt att tillsätta vatten. I anaeroba system går tillväxten av mikroorganismer betydligt långsammare än i aeroba. Detta innebär att uppehållstiden av vatten i deponin måste vara så pass lång att mikroorganismerna hinner tillväxa. Om tillförseln och därmed flödet av vatten är för högt finns en risk för ursköljning vilket innebär att biomassa går förlorad.[8] Detta diskuteras vidare i kapitel 9 då uppehållstiden i biocellen på Spillepeng modelleras.

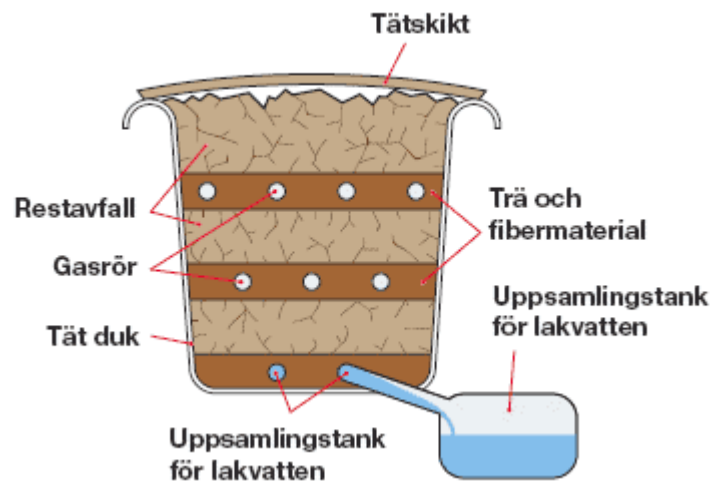
Ibland talas det lite missvisande om att en hög vattenhalt leder till minskad nedbrytning. Förklaringen till detta ligger snarare i att när vattenhalten ökar sker en sänkning av temperaturen i och med att vattnet håller lägre temperatur än avfallet och på så vis försämras nedbrytningen.[7] Flera faktorer påverkar således varandra och detta är viktigt att väga in vid resonemang kring deponins förmåga att fungera som en anaerob reaktor.

3.5 Begreppet bioceller

En biocell eller bioreaktor är egentligen ett namn för deponering under mer kontrollerade förhållanden än konventionell deponering. Bioceller designas ofta för att maximera infiltrationen av nederbörd till avfallet eftersom en hög vattenhalt påskyndar nedbrytningen och maximerar produktionen av biogas. Såväl gas- som lakvattenproduktionen i biocellen kontrolleras för att minska riskerna för negativa effekter i omgivande miljö.[9] Figur 5 ger en principiell skiss över hur en biocell kan se ut i genomskärning,

Bioceller utgör en mer effektiv behandlingsmetod för avfall än traditionell deponering eftersom reglering av framförallt vattenhalten gör att nedbrytningen av avfallet påskyndas avsevärt. En biocell kan under optimala förhållanden anses "klar" på cirka 10 år. Avfallet i biocellen är därmed stabilt och cellen skulle kunna grävas ur och fyllas på nytt. Detta är dock ingen metod som tillämpas i Sverige utan avfallet får ligga kvar i biocellen även efter att den räknas som stabil.[9]

Ett stort problem vid driften av bioceller är ofta att mängden nederbörd inte räcker till för att hålla vatteninnehållet i cellen hög. Detta kan delvis lösas genom att recirkulera lakvatten som producerats i biocellen.[9]



Figur 5. Biocell i genomskärning.[E]

4. Hydrologi och hydraulik

I och med införlivandet av deponeringsdirektivet i svensk lagstiftning ställs högre krav på bland annat produktionen av lakvatten i avfallsupplaget. Det är viktigt att verksamhetsutövaren har god kontroll inte bara på vad som deponeras utan även vilka försiktighetsmått som gäller vid utformningen av deponin. För att öka förståelsen för vattnets strömning i deponin ges inledningsvis en översiktlig bild av vattens kretslopp och strömning i mark och utifrån det görs kopplingar till strömningen i avfall.

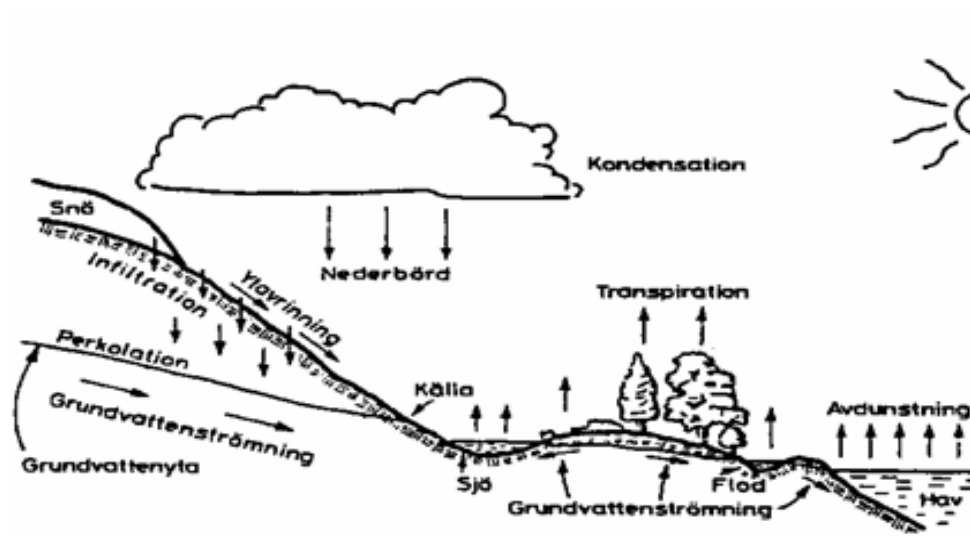
4.1 Vattnets kretslopp

Det globala kretsloppet av vatten brukar sammanfattas i en enkel vattenbalans ekvation:

$$P = Q + E \pm M$$

Där P anger nederbörden, Q är avrinningen, E är avdunstning plus transpiration och M är det vatten som magasineras på olika sätt under tidsperioden. Generellt används enheten millimeter (mm) som motsvarar 1 liter vatten över en yta av en kvadratmeter.[10]

Figur 6 ger en principiell skiss över vattnets kretslopp. I det här arbetet ligger fokus främst på kopplingen mellan nederbörd, infiltration och perkolation.

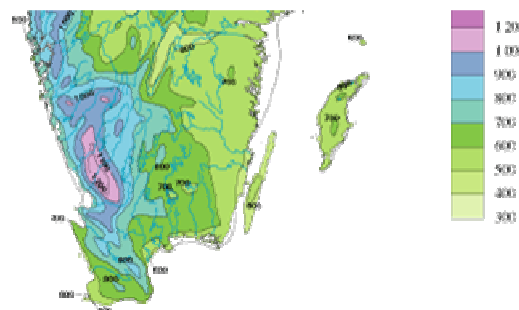


Figur 6. Vattnets kretslopp. [F]

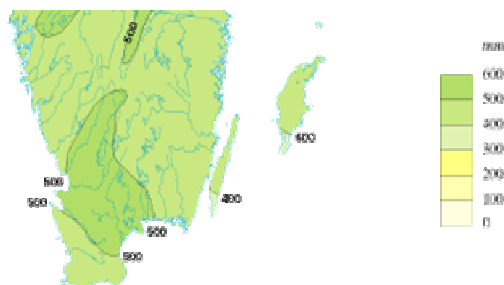
Figur 6 avser illustrera hur vattnet strömmar naturligt. Viktigt att belysa här är att allt vatten på jorden ständigt rör sig i ett kretslopp och vatten kan med det inte försvinna utan bara befinna sig i olika faser med olika tidsspann.

4.1.1 Hydrologiska förhållanden i Sverige

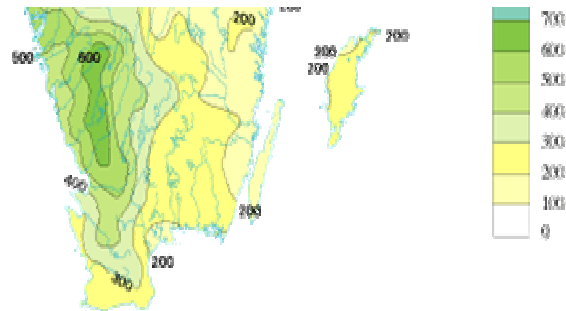
SMHI har baserat på värden uppmätta en gång per år från 1961 till 1990 uppskattat ett medelvärde för nederbörds mängd, avdunstning och avrinning i Sverige. I följande figurer presenteras dock, med tanke på arbetets omfattning, bara den sydliga delen av Sverige.



Figur 7. Nederbörd. [G]



Figur 8. Avdunstning. [G]

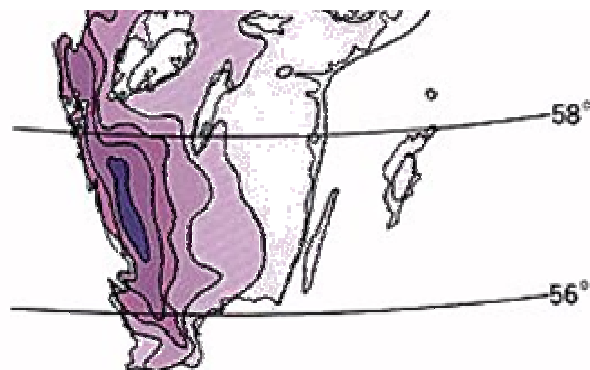


Figur 9. Avrinning. [G]

Av figurerna framgår att nederbördsmängd, avdunstning och avrinning varierar med geografisk plats i Sverige. I områden med stor nederbördsmängd uppvisas en större avrinning vilket tyder på ett direkt samband mellan nederbörd och avrinning. Däremot visar sig avdunstningen påverkas mindre av nederbördsmängden.

I Sverige bedöms klimatet i huvudsak följa humida förhållanden. Detta innebär att nederbördsmängden överstiger mängden vatten som avdunstar och transpireras. Under sommaren kan dock vattenbrist uppstå till följd av låg nederbörd och hög temperatur vilket ger en ökad avdunstning samtidigt som vegetationen är mycket aktiv och evapotranspirationen hög.[11]

Figur 10 visar humiditeten på olika geografiska områden i södra Sverige. Ju starkare färgen är desto humidare är klimatet. Av kartan framgår att det framförallt i de östra delarna av Sverige kan uppstå vattenbrist under vegetationsperioden.[11]



Figur 10. Humiditet under vegetationsperioden i södra Sverige. [H]

4.2 Vattnets infiltration

Infiltration är ett vattenflöde och mäts ofta i mm/timme eller dygn. Då marken är bevuxen avgår en stor del av det infiltrerande vattnet som transpiration under vegetationsperioden. I de fall nederbördens intensitet överskrider markens infiltrationskapacitet samlas vattnet på markytan och avgår som ytavrinning.[12]

Begreppet infiltration innefattar egentligen bara att vattnet tränger genom markytan. Transporten genom marken brukar benämnas perkolatation. Det är också viktigt att belysa att avrinning egentligen bara sker på hållmarker, vattenmättad lera, vid kraftigt regnfall och snabb snösmältning. Tillfälliga vattenansamlingar i gropar och liknande bildas ofta i samband med kraftig nederbörd men allt vatten kommer förr eller senare att infiltrera marken.[13]

4.2.1 Mängd vatten som kan infiltrera

Hos en mark anger infiltrationskapaciteten den maximala infiltration som kan ske i marken. Flera faktorer påverkar hur stor del av den nederbörd som faller som kan infiltrera marken. Tidigare nämndes växternas transpiration men även typ av nederbörd (hagel, regn, snö), tillstånd i marken (tjäle, torka), jordmånstyp och framförallt jordlagren och berggrundens genomsläpplighet för vatten är viktiga faktorer då markens infiltrationskapacitet ska bestämmas.[12]

4.3 Vattentransport i mark

För vatten som strömmar genom jordlager är flera parametrar av intresse. Två vanliga begrepp i sammanhanget är porositet och vattenhalt. Då alla porer är fyllda med vatten anses jorden vara mättad och porositeten är då lika med vattenhalten.[12] I tabell 2 visas typiska värden på porositet hos olika jordtyper.

Grundvattenytan definierar i naturliga marksystem gränsen mellan den omättade och mättade zonen. Under grundvattenytan, i den mättade zonen, råder övertryck och alla porer är helt fyllda med vatten. Ovanför grundvattenytan är trycket lägre än det atmosfäriska och porerna är delvis fyllda med luft och delvis med vatten.[12]

4.3.1 Bindning av vatten i mark

I mark kan attraktionskrafter mellan vätske- och fastfasmatriser uppstå och dessa krafter leder till att en viss del av vattnet binds i marken. Bindningen kan ske via olika mekanismer. Två vanliga bindningsformer är adhesion och ytspänning. Vid adhesion binds vattnet så starkt till markpartiklarna att det inte kan tas upp av till exempel växtrötter. Vattenhalten då detta inträffar kallas vissningsgräns. Det vatten som kan tas upp av växtrötter är vatten som är bundet genom ytspänning och kallas kapillärvatten.[13]

4.3.2 Strömning genom mättad och omättad zon

Flödet av vatten i marken är proportionellt mot den hydrauliska drivkraften, det vill säga skillnaden i vattenpotentialen och den hydrauliska konduktiviteten. Sambandet beskrivs av Darcys lag (se bilaga 1), som gäller för både den mättade och omättade zonen. I tabell 2 listas typiska värden på hydraulisk konduktivitet för några olika jordarter.

Tabell 2. Exempel på porositet och hydraulisk konduktivitet hos några olika jordtyper. [b]

Jordart	Porositet Φ (m^3/m^3)	Hydraulisk konduktivitet K (m/s)
Grus	0,28	$4 \cdot 10^{-3}$
Grovsand	0,39	$5 \cdot 10^{-4}$
Mellansand	0,41	$1 \cdot 10^{-4}$
Finsand	0,43	$3 \cdot 10^{-5}$
Silt	0,46	$3 \cdot 10^{-7}$
Lera	0,42	$9 \cdot 10^{-10}$

4.4 Vattenbalans över deponin

I förordningen (SFS 2001:512) om deponering av avfall anges hur vattenbalansen över deponins ställs upp. Här presenteras därför vattenbalanskvationen så som den anges i deponeringsförordningen.[4] En översiktlig bild där riktningen hos de ingående parametrarna visas återfinns som figur 11. Vattenbalanskvationen anges så att den vattenmängd som strömmar in i avfallet ska vara lika med den vattenmängd som strömmar ut:

$$P + L_S + L_G + W = E + R + L_C + L_L \pm M$$

Parametrar i vattenbalanskvationen:

Tillförsel:

P = Nederbörd

L_S = Ytvattentillrinning

L_G = Grundvattentillrinning

W = Vatten som tillförs med avfallet

Bortförsel:

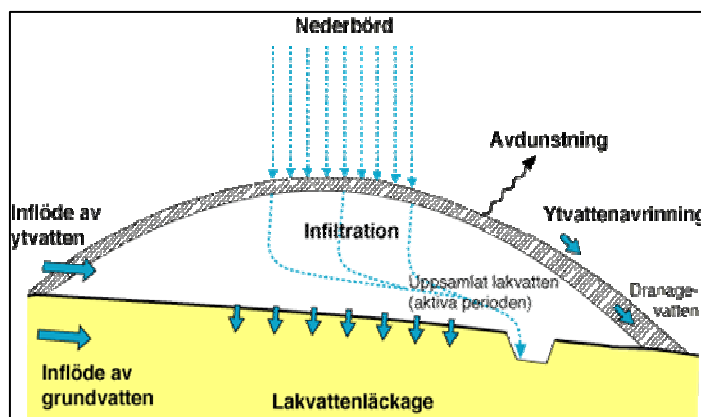
E = Avdunstning

R = Ytvattenavrinning

L_C = Uppsamlad lakvatten

L_L = Lakvattenläckage

M = Magasinsförändring



Figur 11. Vattenbalans över deponin. [1]

Avdunstningen från deponin beror till stor del på om deponin är täckt eller inte. På en deponi som är täckt med välbevuxen jordtäckning kan den aktuella avdunstningen antas vara lika stor som den regionala avdunstningen.[3]

Då deponin inte är täckt bildas, på grund av att aeroba förhållanden råder i de översta avfallslagren, en värmegradient. Den extra värmen har i studier visat sig öka avdunstningsfaktorn med 10 % och är speciellt viktig på vintern då solinstrålningen minskar.[3]

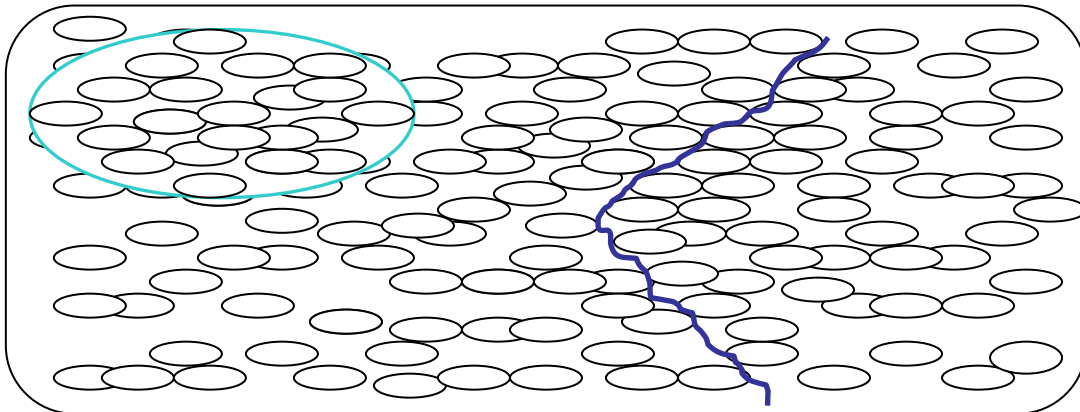
4.5 Vattenströmning i avfall

På grund av att avfallet kompakteras då det deponeras, bildas olika skikt i deponin och den inre geometrin uppvisar anisotropi. Olika skalor brukar anges för att visa detta.

1. Linskala, 0,5 m i horisontal- och 0,1 m i vertikalplanet. Detta motsvarar till exempel enskilda soppsår.

2. Lastbilsskala, 10 m i horisontalplan och 1 m i vertikalplan. Detta kan vara en grupp av linsformade enheter som härstammar från samma billast.
3. Deponiskalan, 1000 m i horisontalplan och 10 m i vertikalplan. Innefattar hela deponin.

En översiktlig bild över hur detta påverkar den inre geometrin i deponin ges i figur 12. Lastbilsskalan markeras med turkost.



Figur 12. Bild över den inre geometrin i deponin.

På grund av att avfallet kompakteras bildas kanaler som ger möjlighet till snabbare transport till de undre avfallslagren. Detta markeras med blått i figur 12. Dock utgör kanalerna bara en liten del av deponin och i bulken (avfallet) sker ett diffust flöde som är starkt beroende av kapillära krafter.[3]

Studier har visat att kanaleffekterna är av stor betydelse vid hög infiltration och mest påtagliga i unga deponier. En risk kopplad till kanalflöde är att ”nytt” vatten som infiltrerar deponin snabbare blir lakvatten än det vatten som finns bundet och avgår från avfallet genom diffusion. Eftersom jämvikt inte hinner ställa in sig mellan bulk och kanal tenderar bulkvattnet att bli mer kontaminerat och med det föreligger en framtida risk för chockbelastning. Av vattentillförseln via nettoinfiltration i deponin rör sig 1-23 % av vattnet i kanaler.[14]

5. Lakvatten

Naturvårdsverket definierar lakvatten som ”vatten som varit i kontakt med deponerat material, och som avleds från eller kvarhålls i en deponi” [4]. I ett långt tidsperspektiv kommer allt vatten som infiltrerar avfallet att bli lakvatten.[3]

5.1 Lakvattenkemi

I lakvattnet finns en lösning av i huvudsak löst organiskt material, oorganiska makromolekyler, tungmetaller och xenobiotiska organiska ämnen.[5] Typ av avfall som lakvattnet kommer i kontakt med, nedbrytningsgrad, förekomst av kemiska parametrar och mobilitet hos vatten är alla faktorer som påverkar lakvattenkvaliteten.[3]

Lakvatten är som sagt en mycket komplex lösning och halterna av olika parametrar varierar starkt beroende på vad som deponerats på upplaget.[5] Det är därför här nödvändigt att nämna något om lakvatten från olika typer av celler.

5.1.1 Lakvatten från olika typer av celler

År 2000 publicerade IVL Svenska miljöinstitutet en rapport där parametrar i lakvatten från 11 olika avfallsupplag i Sverige undersökts. Ur studien framkom till exempel att de celler som innehöll högst andel aska och slagg också var de vars lakvatten uppvisade högst konduktivitet och temperatur. Kopplingen till konduktivitet kan förklaras av att askor och slagg är en rest från förbränningen där en stor del av det organiska materialet omvandlats till koldioxid och vatten.[15] Detta innebär att deponering av restprodukter från förbränning bör leda till att lakvattnet visar upp högre salthalter och konduktivitet än lakvatten från en biocell. I kapitel 10 undersöks konduktiviteten i lakvatten från de olika cellerna på Spillepeng.

Vad gäller metallemissionerna kunde ingen tydlig koppling mellan celler med hög andel aska och slagg och höga metallhalter i lakvattnet dras. Det kan dock nämnas att gällande arsenik uppmättes högst koncentrationer i utgående lakvatten från den cell som enbart innehöll aska och slagg.[15]

5.2 Produktion av lakvatten

I en ung deponi sker en ackumulering av vatten i avfallet och lakvattenproduktionen är låg eller i princip obefintlig. Den ingående vattenhalten i hushållsavfall ligger någonstans mellan 15-20 % medan fältkapaciteten ofta är något högre. Innebörden av detta är att vatten kommer att ansamlas i avfallsupplaget till dess att fältkapaciteten nås. Studier har visat att även efter 10 års tid kan deponin ackumulera vatten.[3]

Forskare menar dock att i deponier bör det snarare handla om praktisk fältkapacitet än den fältkapacitet som anges för olika jordtyper, eftersom produktion av lakvatten har konstaterats innan den beräknade fältkapaciteten uppnåts. Densiteten och den ingående vattenhalten hos avfallet är avgörande för dess praktiska fältkapacitet.[16] På grund av att avfallet i deponin är av heterogen karaktär kan fältkapaciteten uppnås i vissa delar av deponin medan andra fortfarande ackumulerar vatten. Detta kan i vissa fall förklara varför lakvatten producerats innan fältkapaciteten kunnat påvisas.[3]

I takt med att deponin blir äldre mattas vattenförvaringspotentialen av och en större del av det infiltrerade vattnet blir lakvatten. Efter tillräckligt lång tid nås en stabil nivå vilket innebär att mängden vatten som perkolerar genom avfallet är lika stor som lakvattenproduktionen. Det sker således inte längre någon ackumulering och den tillförda mängden vatten är avgörande för hur mycket lakvatten som produceras.[16]

Som beskrivits tidigare är det viktigt att vattenhalten i avfallet hålls hög och att deponin tillåts ha en vattenhalt som ligger nära fältkapacitet. Som en tumregel bör 180 – 270 liter vatten per ton avfall tillföras för att uppnå fältkapacitet.[8]

5.3 Recirkulering som behandlingsmetod för lakvatten

Som tidigare nämnts är vattenhalten i deponin av stor betydelse för nedbrytningsprocesserna. För att öka vattenhalten i avfallet kan det producerade lakvattnet återcirkuleras i deponin. De tekniska arrangemangen kan se olika ut och för mer detaljerad information om recirkulerings/infiltrationsanordningen på Spillepeng hänvisas till kapitel 9.3.1.

Då vattenhalten i biocellen når fältkapacitet anses maximal nedbrytningshastighet råda och för att optimera processerna och förkorta den syrabildande fasen är det således viktigt att

fältkapacitet råder i upplaget. För att nå fältkapacitet snabbt måste ibland inte bara lakvatten utan även externt ytvatten tillsättas.[8]

5.3.1 Fördelar och nackdelar med recirkulering

Tekniken att recirkulera lakvatten har använts flera årtionden och med hjälp av utredningar från befintliga anläggningar har ett par viktiga för- och nackdelar med metoden kunnat dras.

Till fördelarna hör:

- Accelererad nedbrytning i avfallet.
- Ökad sättningshastighet, vilket leder till minskad risk för sättningar efter att deponin avslutats.
- Högre gasproduktion under ett kortare tidsspann vilket medgör för effektivare gasutvinning.
- Minskade kostnader för extern behandling eller förvaring av lakvatten.
- Snabbare stabilisering av avfallet och med det förbättrad lakvattenkvalitet. Stabilisering innebär att lakvattnet närmar sig grundvattenkvalitet.

Nackdelar med recirkulering av lakvatten:

- Översvämning i gasuppsamlingsbrunnar.
- Problem med sidoavrinning och läckage.
- Ökade problem med lukt från deponin.
- Igensättning av uppsamlingslager.[9, 16]

I en studie från USA där recirkulering användes som behandlingsmetod för lakvatten uppnåddes en lakvattenkvalitet som var jämförbar med grundvattenstandard redan efter 3 år (undantaget arsenik) vid deponin Crow Wing County i Brained. I den biocell som var föremål för undersökningen hade cirka 200 000 ton avfall deponerats. Mängden recirkulerat vatten varierade allt eftersom mer avfall tillfördes, men som mest cirkulerades under ett år i genomsnitt 14,5 m³/dygn.[8]

5.3.2 Recirkuleringens avslut

Eftersom recirkulering är en metod som används för att öka vattenhalten i avfallet och med det nedbrytningshastigheten inträffar efter en tid steady-state. Detta innebär att koncentrationerna av föroreningar och näringsämnen som läcker från deponin inte förändras avsevärt.[2] Att inte koncentrationerna blir noll beror på att det alltid kommer ske ett diffust flöde till följd av koncentrationsgradienter.

15-20 år anges som den tid det brukar ta att uppnå steady-state. Koncentrationerna av föroreningar och näringsämnen i lakvattnet är då jämförbara med halterna i grundvatten.[17] Recirkuleringen bör därefter inte längre genomföras eftersom det innebär att rent vatten pumpas genom deponin, vilket kostar pengar i form av el.

5.4 Risker kopplade till spridning av lakvatten i omgivningen

Lakvatten kan som tidigare nämnts ha en mycket komplex kemisk sammansättning och innehålla tusentals ämnen, framförallt organiska. Eftersom lakvattnet är så komplext är spridningen av det i naturen belagt med ett antal risker. De viktigaste riskerna ur miljö- och hälsosynpunkt är spridning av ämnen med följande egenskaper:

- **Akuttoxiska.** Exempel på ämnen som kan vara akuttoxiska är salter, ammoniumkväve, väte- och hydroxidjoner (pH), svavelväte och löst syre.
- **Kroniskt toxiska.** Hos ämne som är kroniskt toxiskt uppstår till skillnad från akuttoxiska ämnen inte de negativa effekterna direkt utan först efter en tids exponering. Exempel på ämnen som kan verka kroniskt toxiskt är tungmetaller och flera organiska ämnen.
- **Bioackumulerbara och biomagnifierbara.** Ämnen med dessa egenskaper är de som vi ofta kallar miljögifter och några vanliga exempel är kvicksilver, PAH och PCB.
- **Eutrofierande.** Kan utgöra en risk framförallt i den omgivande miljön. Ämnen som kan verka eutrofierande är kväve, fosfor och lättnedbrytbara organiska föreningar.[18]

Det är viktigt att identifiera vilka av ämnenas egenskaper som utgör störst hot mot recipienten. Utsläpp av klorid i marin miljö saknar till exempel betydelse medan samma utsläpp i sötvatten kan leda till omfattande negativa effekter. I en stor recipient där utspädningen av lakvattnet går snabbt ligger de största riskerna i utsläpp av bioackumulerbara och eutrofierande ämnen.[18]

5.5 Lagkrav på lakvattenutsläpp

I de fall lakvatten inte samlas upp och behandlas eller då deponins driftsfas anses vara över finns ett antal krav kring lakvattenutsläppet från deponin. I 19 § i förordningen (2001:512) anges att deponin ska vara lokaliserad på ett sådant sätt att lakvattnet passerar genom en geologisk barriär.

Tiden det får ta för lakvattnet att passera barriären får inte understiga 200 år för deponier med farligt avfall och 50 år för deponier med icke-farligt avfall. Transporttiden innebär här den tid det tar för lakvattnet att nå recipienten och är således summan av den vertikala strömningstiden genom avfallet och den horisontella strömningstiden i den mättade zonen.

I de fall då de naturliga förhållandena på platsen inte uppfyller lagkravet måste en konstgjord barriär anläggas. Kraven på den konstgjorda barriären återfinns i 20 § där mått på barriärens permeabilitet och mäktighet anges. För en deponi för icke-farligt avfall måste barriären vara mer än 1 meter tjock då den har en permeabilitet på $1 \cdot 10^{-9}$ m/s.

Strömningstiden genom den konstgjorda barriären kan beräknas och dessa beräkningar återfinns i bilaga 2.

I 22 § anges att deponier under driftsfasen ska vara utrustade med bottentätning, ett 0,5 m tjock dränerande materialskikt och uppsamlingssystem för lakvatten. Lakvattenläckaget från en deponi för icke-farligt avfall bör enligt Naturvårdsverkets handbok inte överstiga 50 liter per kvadratmeter och år, Siffran gäller då deponin har sluttäckts.[4]

6. Några olika metaller

Metaller är en grupp grundämnen med särskilda egenskaper. Om densiteten överstiger $4,5 \text{ kg/dm}^3$ benämns metallen som tungmetall.[21] En likhet mellan metaller, som är viktig att poängtera, är att de aldrig kan brytas ned eftersom de är grundämnen. Däremot kan metallen föreligga i olika former, som komplex eller föreningar med andra kemiska ämnen. Beroende på vilken förekomstform metallen befinner sig i och den omgivande miljöns betingelser avgörs metallens uppförande, egenskaper och med det riskerna med spridning av metallen. Detta diskuteras vidare i kapitel 7.

Vissa metaller, till exempel järn, är essentiella. Det innebär att vår kropp behöver en viss dos järn för att fungera optimalt. Generellt gäller dock att för höga halter av metall är giftiga för människor, djur och annan biota. Med anledning av detta finns riktlinjer och gränsvärden för hur hög halten av vissa metaller får vara i grund- och ytvatten.[21] Här presenteras kortfattat de metaller som är föremål för analys av kemiska parametrar på Spillepeng.

6.1 Arsenik (As)

Det är ännu inte känt om arsenik fyller någon biologisk funktion men i svampar och alger har arsenik påvisats som en beståndsdel i fosfolipider. Arseniks toxiska egenskaper är desto mer väldokumenterade och toxiciteten bestäms i hög grad av specieringen där As^{3+} är mer toxisk än As^{5+} som i sin tur är mer toxisk än organiska arsenikföreningar.[21]

Höga halter av arsenik i dricksvatten har rapporterats på flera ställen på jorden och till de mest problemdrabbade områdena hör Bolivia och Bangladesh. Arsenik förekommer naturligt i jordskorpan men på grund av dess toxicitet har arsenik använts som herbicid och pesticid vilket gjort att användningen av arsenik är vida spridd.[21]

I miljön omsätts arsenik främst som arseniktrioxid As_2O_3 som har hög vattenlöslighet, vilket gör den mobil.[22] Arsenik binder under reducerande förhållanden starkt till sulfida material vilket gör att mobiliteten ökar i oxiderande miljöer.[23] Till skillnad från fallet med många andra metaller visar studier på korrelation mellan löslighet och pH, det vill säga att då pH ökar löser sig arsenik bättre.[24] Genom att öka pH ökas dock även oxidationstalet hos arsenik och med det minskar dess toxicitet.[21]

6.2 Bly (Pb)

Precis som för arsenik finns för bly ännu ingen känd biologisk funktion. Eftersom bly är lätt att framställa och bearbeta har det använts och används fortfarande idag i bland annat färg, batterier och glas. Tidigare stod bilkörning för en stor del av tillförseln av bly i och med att bly tillsattes i bensin men detta har åtgärdats på flera håll genom införandet av blyfria drivmedel.[22]

Bly verkar toxiskt för allt liv och det är metallens förmåga att komplexbinda makromolekyler som gör den så giftig. Organiska former av bly kan passera blod hjärnbarriären och placentan och kan orsaka negativa effekter på centrala nervsystemet och foster. Bly kan anrikas i näringskedjan och höga halter kan återfinnas framförallt i vattenlevande toppkonsumenter såsom valar.[22]

I markmiljö föreligger bly huvudsakligen i divalent form, som Pb^{2+} . Bly är starkt kalkofil och tillsammans med sulfid bildar bly svårslösliga komplex. Bly är den metall som under reducerande och alkaliska förhållanden är minst mobil. Då pH sjunker kan emellertid bly lösas, då ofta i form av lösliga komplex med organiska ämnen och hydroxider. Halten av organiskt material i marken har stor betydelse för adsorptionen av bly och studier har visat att bly anrikas i markens humusskikt.[21]

6.3 Järn (Fe)

Järn är en av de viktigaste metallerna för såväl människor som djur. I människokroppen är järn inblandat i transporten och metabolismen av syre. Järn finns naturligt i all föda som

härstammar från växt- och djurriket. Brist på järn kan uppstå framförallt hos barn och kvinnor i fertil ålder.[25]

I marken binder järn starkt till humusämnen eller hydroxid- och oxidtytor. Oxiderande och alkaliska miljöer gynnar fastläggningen av järn medan reducerande miljöer och låga pH leder till ökad löslighet och med det mobilitet.[23]

6.4 Kadmium (Cd)

Liksom för arsenik och bly har det ännu inte bevisats att kadmium fyller någon biologisk funktion med undantag för ett fåtal arter fytoplankton. Kadmium är potentiellt cancerframkallande och verkar toxiskt vid såväl inandning som upptag via föda och vatten.[21]

Det har inträffat flera miljökatastrofer där kadmium varit inblandat. Den så kallade Itai-itai sjukan som uppkom på 1960-talet i Japan berodde på kronisk exponering av höga kadmiumhalter i ris. Symptomen som de insjuknade uppvisade var deformationer av skelettet och skador på njurarna.[22]

Kadmium förekommer naturligt i jordskorpan, ofta tillsammans med zink och produceras som en biprodukt vid upparbetning av zink, koppar och bly. Vid låga pH (< 6) föreligger kadmium i en mycket mobil jonform (Cd^{2+}) som inte adsorberas nämnvärt till organiskt material. Vid höga pH kan kadmium tillsammans med kalk fällas som CdCO_3 . Om vattenhalten i jorden är hög binder kadmium gärna till sulfid vilket resulterar i en mycket svåröslig förening med låg mobilitet.[21]

6.5 Kobolt (Co)

Som en beståndsdel i vitamin B_{12} utgör kobolt för människan en essentiell metall. Kobolt används bland annat som legeringsmetall och torkmedel i tryckfärg. Kobolt verkar hälsovådligt vid inandning, kan orsaka kontakteksem och akut leda till kräkningar och kolik.[26] Kobolt kan i jonform föreligga antingen i divalent eller trivalent form.[27]

Kobolt binder till organiskt material eller järn- och manganoxider i mark och är i sitt uppförande mycket lik nickel och zink. Detta innebär att mobiliteten hos kobolt ökar med ett minskande pH och med oxiderande miljö.[23]

6.6 Koppar (Cu)

Koppar är en essentiell metall som är inblandad bland annat i transporten av syre. Det föreligger dock en risk för negativa effekter om intaget av koppar är allt för högt.[21] Koppar har ett brett användningsområde och idag är de antropogena utsläppen mycket större än den naturliga omsättningen.[22]

I mark föreligger koppar nästan alltid som divalent katjon Cu^{2+} . I reducerande miljö kan dock koppar övergå till Cu^+ eller förekomma i elementär form. Koppar är liksom bly ett starkt kalkofilt ämne och följderna av detta är att koppar i reducerande miljö har mycket låg mobilitet.[2]

Av de undersökta metallerna i den här studien är koppar den metall som binds starkast till organiskt material, koppar är därför relativt immobil även vid låga pH. Då humusämnen löser sig kan de dock föra med sig en viss del koppar i vattenfasen.[21]

6.7 Krom (Cr)

Även krom är en essentiell metall som tros vara inblandad i metabolismen av glukos. Det finns emellertid bevis på att höga halter av krom verkar toxiskt. Krom kan föreligga som Cr^{3+} eller Cr^{6+} där den sistnämnda uppvisar högst akuttoxicitet.[21] Sexvärt krom passerar cellmembran lättare än trevärt men väl inne i cellen reduceras sexvärt krom till trevärt som i sin tur kan binda till proteiner och DNA.[22]

Det är trevärt krom som är den mest naturligt förekommande formen av krom och i markmiljö bildas starka komplex med organiskt material och krom adsorberas även till oxid- och kiselytor.[21] Då krom föreligger i trevärd form binds det starkare till organiskt material än då det förekommer som sexvärt krom. Vid låga pH och i torra jordar där syre förmår tränga ner är krom mer rörligt än i anaeroba och alkaliska miljöer.[19] Dock gäller att krom är relativt immobil även vid låga pH då andra metaller förmår lösa sig och det finns studier som visat att krom (III) fälls med hydroxid vid pH 5,5.[23]

6.8 Kvicksilver (Hg)

Det finns ännu inga bevis som tyder på att kvicksilver fyller någon biologisk funktion men däremot finns bevis på att kvicksilver kan verka starkt toxiskt och dessutom bioackumulerande.[21] Kvicksilver är som giftigast då det föreligger i organisk form och organiskt kvicksilver förmår liksom organiskt bly passera såväl blod-hjärnbarriären och placentan.[22]

Precis som fallet med kadmium står kvicksilver bakom många miljökatastrofer och en av de mest kända är Minamatasjukan som uppträdde i Japan på 1950-talet. Sjukdomen berodde på att befolkningen i Minamata under flera år tid hade ätit fisk med höga kvicksilverhalter. Fler än 20 personer avled och mången mer fick omfattande kroniska skador till följd av kvicksilverförgiftningen.[27]

Kvicksilver uppvisar kalkofila egenskaper och bildar stabila former med sulfid i reducerande miljöer. I de fall sulfid inte finns i tillräckliga mängder kan mikroorganismer under anaeroba förhållanden metylera kvicksilver varpå flyktiga och biotillgängliga organiska föreningar bildas.[28]

Kvicksilver binder mycket starkt till organiskt material och studier har visat att bindningen till humus är 1 000 000 gånger vanligare än de två näst vanligaste bindningsformerna.[29]

6.9 Mangan (Mn)

Mangan är en för människor essentiell metall. Förgiftningar som kan härledas till mangan har främst dokumenterats i arbetsmiljö och symptomen är trötthet, huvudvärk och i förlängningen kan kronisk exponering för mangan ge symptom som påminner om Parkinsons sjukdom.[30]

I mark förekommer mangan i huvudsak som manganoxid och manganhydroxid på markpartiklar och mangan följer generellt spridningsmönstret för järn.[23]

6.10 Nickel (Ni)

Det har bevisats att nickel kan binda till ett metalloprotein i det slem som finns i livmoderhalskanalen. Trots det är nickel ännu inte klassad som en essentiell metall. I vatten och föda förekommer nickel naturligt i små halter. Vid framställningen av rostfritt stål används nickel som legeringsmetall. Nickel är känt för att ge eksem och för personer som

kontinuerligt exponeras för nickel har ökad frekvens av cancer i lunga, näsa och bihålor rapporterats.[31]

Då nickel frisätts i markmiljö tenderar den att binda starkt till järn- och manganytor i marken. [32] I sura miljöer konkurrerar nickel med vätejoner om bindningsytorna i marken vilket leder till att mer nickel frisätts vid låga pH.[33] Vid $\text{pH} > 6,7$ föreligger nickel som nickelhydroxid som är en mycket svårlöslig förening.[34] Som tidigare nämnts så uppför sig nickel i princip som kobolt och zink vilket innebär att lösligheten ökar med minskande pH.[19]

6.11 Zink (Zn)

Zink verkar som co-faktor i flera enzym och är alltså en essentiell metall. Gruvindustrin står för stora utsläpp av zink, som ofta förekommer i malm tillsammans med kadmium och bly. I övrigt används zink framförallt som yt- och rostskyddsmedel.[21]

Rapporterade exponeringsvägar som kan leda till skador inkluderar bland annat inandning av zinkoxid. Zinkoxid bildas då zink upphettas och är vanligt vid till exempel svetsning, varför sjukdomen ibland benämns som svetsarfrossa. Metabolismen av zinkoxid i kroppen är däremot snabb och sjukdomen går över på ett par dagar.[35]

Det enda oxidationstillstånd zink kan anta i markmiljö är Zn^{2+} . Zink bildar liksom många andra metaller svårlösliga komplex med sulfider och dess mobilitet under reducerande förhållanden är låg.[21] Lösligheten av zink ökar kraftigt med sjunkande pH.[19]

En sammanfattande bild över hur de olika metallernas mobilitet förändras då olika parametrar ändras presenteras i tabell 3. Tabellen visar de pH- och redoxförhållanden som gör metallen mer mobil. Den visar även hur benägen metallen är att bilda komplex med organiskt material och vilka joner metallen kan fällas med

Tabell 3. Faktorer som påverkar metallers mobilitet. Ökad mobilitet vid angivet pH och redoxförhållande.

Metall	pH	Organiska komplex	Fällning	Redox
Arsenik	Alkaliskt	Nej	S^-	Ox
Bly	Svagt surt	Hög	CO_3^{2-} , S^-	Ox
Järn	Surt	Hög	OH^-	Red
Kadmium	Svagt surt	Nej	CO_3^{2-} , S^-	Ox
Kobolt	Surt	Hög	S^-	Ox
Koppar	Starkt surt	Mycket hög	CO_3^{2-} , S^-	Ox
Krom	Starkt surt	Hög (Cr^{3+})	OH^-	Ox
Kvicksilver	Vet ej	Mycket hög	S^-	Ox
Mangan	Surt	Hög	OH^-	Red
Nickel	Starkt surt	Hög	S^-	Ox
Zink	Svagt sur	Hög	CO_3^{2-} , S^-	Ox

7. Metaller i mark och vatten

I detta kapitel diskuteras hur metaller uppför sig i vatten- och marksystem. Utifrån denna kunskap kan sedan kopplingar till metallers mobilitet i avfallsupplag dras.

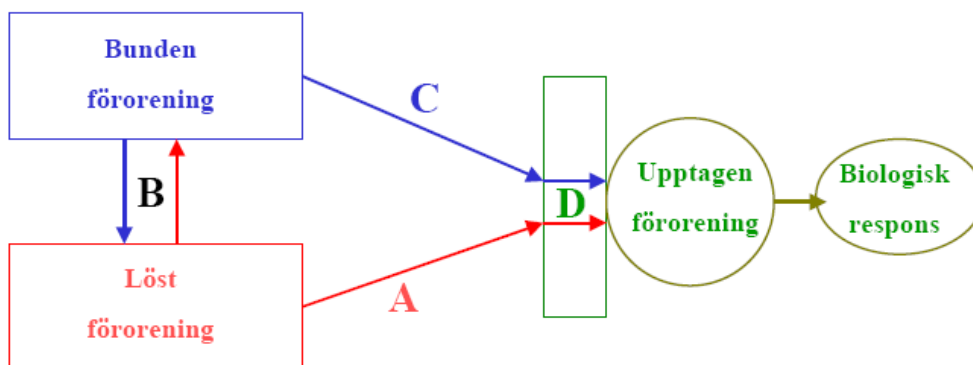
7.1 Mobilitet i vatten

Genom lakteter kan metallernas förmåga att lakas ur bestämmas. Dessa test svarar på hur stor del av metallen som förmår lösa sig i vatten men ger ingen information om metallens

uppträdande då de miljömässiga förutsättningarna förändras.[19] Eftersom det här examensarbetet avser svara på frågan om infiltration av ett metallhaltigt lakvatten i en biocell kan användas för att binda metaller i avfallet är det emellertid även viktigt att belysa hur metaller uppför sig i marksystem och det diskuteras vidare i kapitel 6.2.

7.1.1 Förekomstformer

Figur 13 ger en enkel överblick av metallers olika förekomstformer (specier) i vatten och kopplingar mellan dessa. I systemet inträder en jämvikt mellan lösta och komplexbundna metaller (B). Både lösta och bundna metaller kan tas upp via fysiologiska membraner (D) i olika utsträckning och beroende på metallens egenskaper blir den biologiska responsen olika stark. Allmänt gäller att lösta metaller är mer tillgängliga för biologiskt upptag än metaller som är bundna till partiklar, det vill säga att upptaget genom A är större än upptaget genom C.[19]

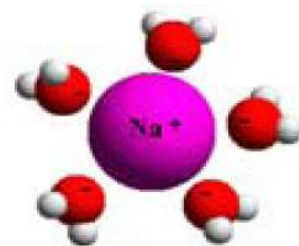


Figur 13. Fördelning av metaller i vatten. [J]

Som nämndes ovan är det de lösta formerna av metall som är mest tillgängliga för upptag. Det är även de lösta formerna som dominerar i mark- och grundvatten medan metalltransport via partiklar framförallt är viktig i sjöar. Här ges en kort redogörelse för hur metallen kan uppträda i löst form.[19]

Fria hydratiserade joner

När metallen löser sig i vatten kan ibland syreatomen i vatten fungera som ligand varpå fria hydratiserade metalljoner bildas. Figur 14 visar ett exempel på en fri hydratiserad jon, i detta fall en natriumjon med ett skal av vattenmolekyler.[19]



Figur 14. Fri hydratiserad jon. [K]

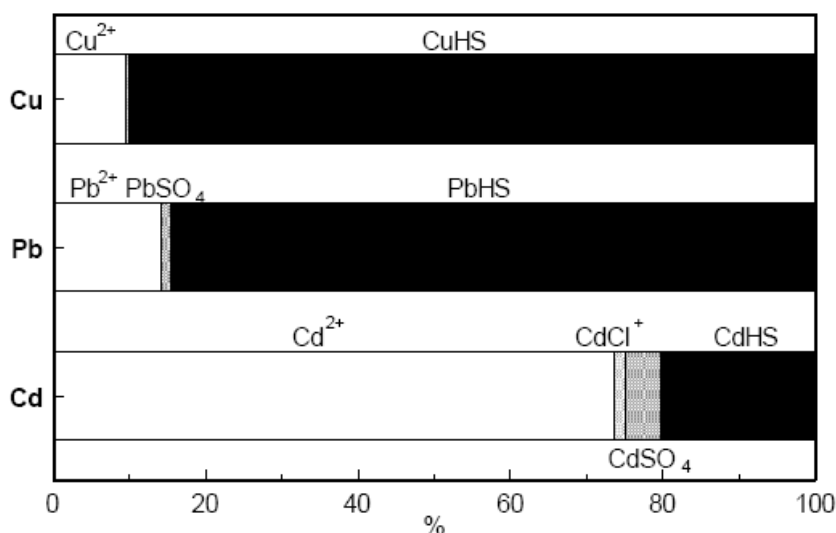
Lösta komplex

I ett löst komplex fungerar den positivt laddade metalljonen som centralatom och en anjon som ligand. Några vanligt förekommande anjoner i vatten är OH^- , HCO_3^- , F^- , SO_4^{2-} och således är komplex mellan metaller och dessa joner vanliga.[19]

De lösta komplexen kan indelas i ytterligare två grupper beroende på bindingsstyrkan mellan centralatomen och liganden. I ett *innersfärskomplex* är avståndet mellan centralatomen och liganden kort vilket ger upphov till starka bindningar. Ett exempel på ett löst innersfärskomplex är kopparhydroxid CuOH^+ . [19]

I *yttersfärskomplex* är bindingarna något svagare än i *innersfärskomplex*. Detta beror på att minst en vattenmolekyl finns mellan centralatomen och liganden vilket ger ett längre avstånd och med det svagare bindningsstyrka. Ett exempel på ett yttersfärskomplex är zinkklorid $ZnCl^+$. En viktig ligand i deponier är sulfid (S^-) som bildar starka komplex med många metaller.[19]

Lösta komplex kan även bildas mellan metaller och humusämnen, som är den viktigaste organiska liganden i vattensystem. På de organiska molekylerna som bygger upp humusämnen finns ett antal funktionella grupper som kan binda metaller. Bland annat kan karboxyl-, amino-, hydroxy- och sulfitgrupper nämnas som särskilt viktiga för bindning med metaller. För att beräkna koncentrationen av humusämnen kan halten löst organiskt kol (DOC) mätas. Figur 15 visar vikten av förekomsten av humusämnen i vattnet för specieringen av koppar, bly och kadmium i vatten.[19]



Figur 15. Speciering av Cu, Pb och Cd vid förekomst av humusämnen. [L]

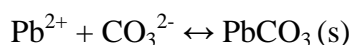
Samtliga prover är analyserade vid pH 5 och halten av löst organiskt kol uppmättes till 9,8 mg C/L.[19] De svarta områdena i figuren visar hur stor andel av metallen som bundits till humusämnen. För koppar och bly verkar förekomsten av humusämnen vara viktig för specieringen av den lösta metallen medan kadmium i större utsträckning förekommer som fri hydratiserad jon.

7.2 Mobilitet i mark

Studier visar på att vatten rör sig snabbare genom mark än vad metaller gör. Specieringen av metaller beror till stor del på markens redoxförhållanden och om redoxpotentialen ändras då metallen transporteras genom marken kan en retardation av metaller ske. De huvudsakliga retardationsmekanismerna i mark är utfällning och adsorption.[19]

7.2.1 Utfällning

När två eller flera ingående komponenter i en kemisk förening finns i tillräckligt höga koncentrationer kan en utfällning ske. Ett exempel på en utfällningsreaktion är tvåvärdade blyjoner som tillsammans med karbonatjoner bildar blykarbonat enligt:



Till reaktionen hör en löslighetsprodukt, betecknad K_s och en jonaktivitetsprodukt (IAP). Då värdet på IAP överstiger värdet på löslighetsprodukten bildas den solida formen av ämnena. Genom att jonerna bildar molekyler regleras även koncentrationen av fria metalljoner i vattnet. [19]

Jonaktivitetsprodukten baseras på koncentrationen fria hydratiserade joner och på grund av det finns det en risk för anrikning då jonerna istället för att fällas med karbonat bildar lösta komplex med till exempel humusämnen. I ett vatten som är rikt på DOC nås alltså gränsen mellan IAP och K_s vid en högre koncentration än i humusfattiga vatten, vilket innebär en anrikning av metalljoner i vattnet. Då koncentrationen av de ingående jonerna åter sjunker i vattnet styrs jämvikten åt vänster och utfällningen löses upp i viss utsträckning. [19]

Viktiga grupper av utfällningar

Det finns några funktionella grupper som är särskilt viktiga i utfällningsreaktioner med metaller. Nedan ges några exempel.

Sulfider: I syrefria, reducerande miljöer utgör sulfider en fälla för många tungmetaller. Ämnen kan fällas med sulfid brukar benämnas som kalkofila. Utfällningar med sulfider är ytterst svårslösliga men om miljön förändras och syre tillsätts så löses komplexen upp genom att sulfid oxideras till sulfat av mikroorganismer. Metaller har olika förmåga att bindas till sulfider och detta brukar anges som:



Även arsenik är här värd att nämna då den i viss utsträckning kan fällas med sulfider. [19]

Karbonater: Vatten som innehåller höga koncentrationer av karbonater har också högt pH (>7). pH i kombination med markens koldioxidtryck styr hur hög koncentrationen av karbonater i markvattnet blir. Karbonater är viktiga i utfällningsreaktioner med metallerna bly, kadmium, zink och koppar. [19]

Oxider och hydroxider: För att fällningar med hydroxider och oxider ska ske krävs en hög koncentration av OH^- joner och med det ett högt pH-värde. Trevärd krom och järn kan fällas med hydroxid då pH överstiger 5. Återigen måste här vikten av DOC-halten i vattnet belysas då vattenlösligheten av Cr^{3+} i jämvikt med CrOH_3 är starkt beroende av hur mycket humusämnen som finns i vattnet. Av andra metaller som bildar hydroxider kan bly, koppar, zink och nickel nämnas. Utfällning sker dock vid högre pH, som då bör ligga strax över 8. [19]

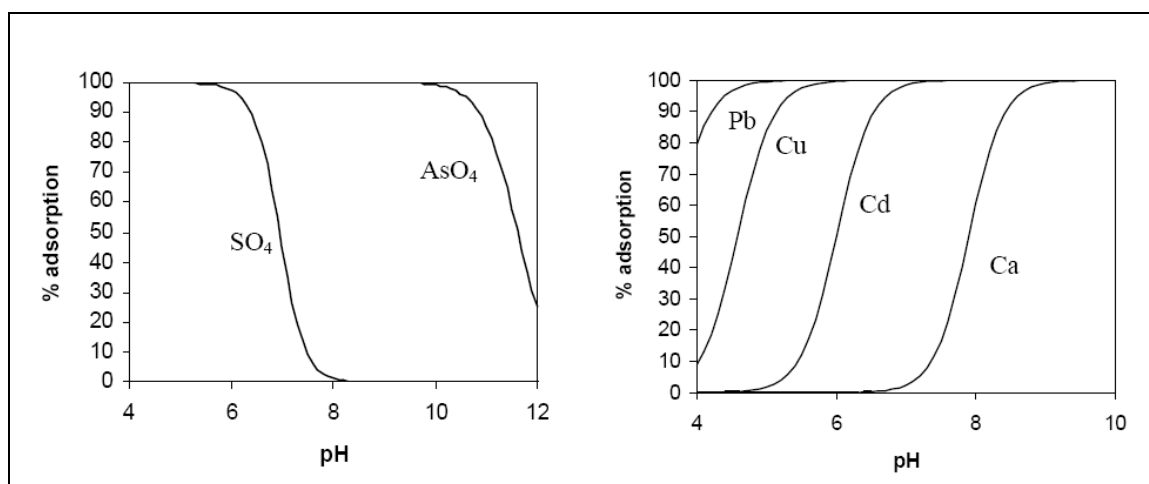
Sulfater och fosfater: Om vattnet innehåller höga sulfat- eller fosfathalter kan visserligen fällningar bildas men dessa är relativt lösliga. Värt att nämna är att bly tillsammans med fosfat och klorid kan bilda pyromorfit (PbPO_4Cl) som är ett svårslösligt mineral. Denna utfällning sker då pH överstiger 7 och gödsling med fosfor på blyförorenad mark har faktiskt föreslagits som en åtgärd för att stabilisera bly. Om markvattnet innehåller höga DOC halter motverkas dock utfällningen. [19]

7.2.2 Adsorption

Enligt definitionen innebär adsorption att ett löst ämne fäster till en yta i marken. Motsvarigheten, då ett ämne lossnar från en yta, benämns som desorption. Mekanismen bakom adsorption förklaras på två sätt, genom jonbyte eller ytkomplexbildning. [19]

Jonbyte innebär att lösta katjoner binds elektrostarkt till en negativt laddad yta som utbildats på till exempel lermineral och humusämnen. Detta är en viktig fälla för ämnen som kalcium och magnesium.[19]

Den viktigaste adsorptionsmekanismen för metaller är dock genom bildning av *ytkomplex*. Komplexbildning sker eftersom många katjoner, däribland metaller, vill bilda komplex med syret i hydroxylgruppen på partikelytor eller karboxylgrupper i humusämnen. Anjoner bildar ytkomplex på oxidtytor med järn och aluminium. Generellt gäller att katjoner gärna adsorberas till negativt laddade ytor och anjoner till positivt laddade ytor. Adsorptionen av joner är pH-beroende och katjoner adsorberas starkare vid höga pH medan det omvända gäller för anjoner. Figur 16 visar adsorptionens pH-beroende för ett antal joner.[19]

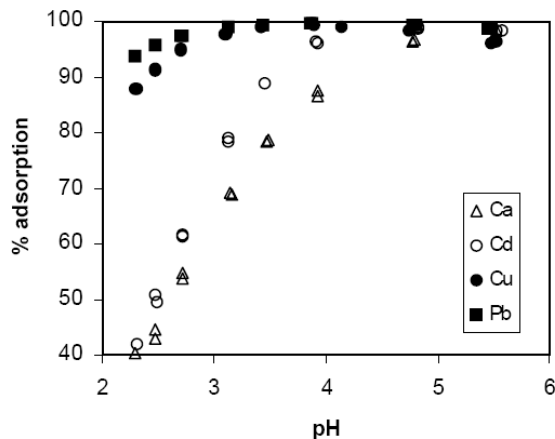


Figur 16. Adsorption av vissa joner som funktion av pH. [M]

Gällande anjoner visar den vänstra figuren att arsenikoxid desorberas då pH överstiger 10. Detta innebär alltså att arsenik mobiliseras i högre grad då pH ökar. Mobiliteten av arsenik beskrevs tidigare i kapitel 6.1.

Den högra figuren visar att bland de testade katjonerna är det bly som adsorberas i störst utsträckning och redan vid ett pH på strax över 5 adsorberas 100 %. För kadmium nås inte 100 % adsorption förrän då pH överstiger 7.

Som nämndes tidigare kan metallkatjoner bindas till funktionella grupper i humusämnen och en hög halt av humusämnen innebär högre adsorption av metallkatjoner även vid låga pH. Figur 17 visar adsorptionens pH-beroende för katjonerna ovan men då proverna tillsatts humusämnen från ett mårskikt.



Figur 17. Adsorption av vissa metaller vid olika pH då tillsats av mårskikt skett. [N]

Ur figuren kan resultatet att metallkationerna adsorberas vid lägre pH-värden då humusämnen finns närvarande i vattnet utläsas. Dock uppvisar figuren även ett annat fenomen, nämligen att då pH ökar desorberas metallerna, framförallt koppar. Detta beror på att vid ett högre pH löser sig vissa humusämnen och på så vis förs metalljonerna med humusämnena ut i lösning igen.

7.2.3 Humusämnens löslighet

Humusämnen i sig och dess samverkan med metaller är en komplex historia. Det har i arbetet redan konstaterats att förekomsten av DOC påverkar metallernas inbindning och mobilitet i marken. Intressant nog har det visat sig att metaller som gärna binder till organiskt material följer med i lösning då det organiska materialet löser sig. Följden av det blir att det här är nödvändigt att nämna något om humusämnens löslighet och öde vid olika markförhållanden.[20]

Studier har visat att lösligheten av organiskt material ökar med ökad nedbrytningsgrad, här kallat humifieringsgrad, vid låga pH. När pH höjdes upptäcktes att om aluminium eller kalcium fanns tillgängligt för komplexbildning var en höghumifierad jord mindre löslig än en låghumifierad. Den maximala lösligheten för höghumifierade jord ansågs ligga runt pH 5 och motsvarande för låghumifierad låg på pH 7.[20]

En försurning av markmiljön kan enligt stycket ovan således förväntas öka lösligheten hos höghumifierat organiskt material och de metaller som bundit därtill. Däremot leder kalkning av jorden till att låghumifierat material effektivare går i lösning.[20]

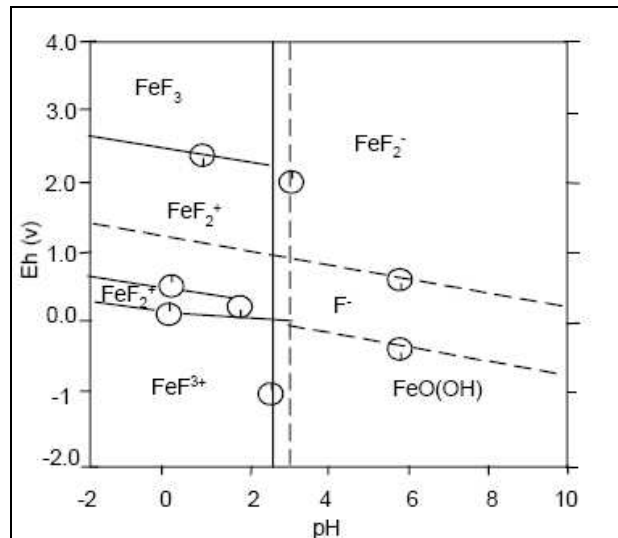
Bestämning av humifieringsgraden är inte alltid helt lätt. För att jorden ska klassas som höghumifierad ska nedbrytningen ha skett under lång tid och under syrerika förhållanden. Produkten som bildas är en jord med mörk färg och tät struktur. Motsvarigheten, låghumifierad jord innebär att vatten tillsätts tidigt i nedbrytningsprocessen vilket gör att anaeroba förhållanden inträder.[18]

I avfallssammanhang innebär detta att avfallet på grund av den relativt snabba växlingen till anaerob miljö, se kapitel 3.3, kan anses låghumifierat och med det råder maximal löslighet vid pH 7.

7.2.4 Redoxpotential

Inte bara pH och DOC är av stor betydelse för metallers mobilitet i mark, utan även markens redoxförhållande och förändringar i redoxpotential.[19] Här ges en kort översikt av redoxpotential och hur den direkt och indirekt kan påverka metallernas mobilitet.

Till varje redoxreaktion hör en redoxpotential (E_H) som är ett mått på reaktionens drivkraft. För att beskriva den sammanlagda effekten av redoxförhållande och pH i marken kan ett E_H -pH diagram konstrueras. Diagrammet ger information om redoxkänsliga ämnens förekomstformer vid olika pH och redoxpotentialer.[19] Figur 18 ger ett exempel på ett E_H -pH diagram och visar systemet Fe-HF- H_2O .



Figur 18. E_H -pH diagram för systemet Fe-HF- H_2O . [O]

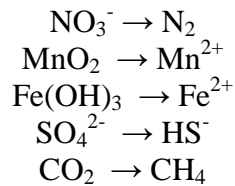
En svaghet med användandet av E_H -pH diagram är att de oftast bara inkluderar oorganiska förekomstformer och för metaller som i hög grad binds till organiskt material blir dessa diagram missvisande.[19]

En förändring av redoxpotential i marken kan ha direkt effekt genom att det sker en förändring av metallens valenselektroner, det vill säga de elektroner som finns i det yttersta skalet. Till exempel är järn och krom två redoxkänsliga metaller. Metaller kan även påverkas indirekt genom att tillgången på komplexbildare förändras i samband med redoxförändringar.[19]

Under oxiderande förhållanden minskar lösligheten hos vissa metaller på grund av fällning med oxider, hydroxider och karbonater. Reducerande förhållanden innebär att katjoner kan binda starkt till sulfida material. Om däremot ingen sulfid finns tillgänglig så kan en ökning av metallernas mobilitet och biotillgänglighet förväntas till följd av den förlorade bindningskapaciteten.[19]

När miljön förändras från reducerande till oxiderande samtidigt som pH sjunker, ökar mobiliteten hos typiska kalkofila ämnen som kvicksilver, bly och koppar. Värt att notera är att under oxiderande förhållanden så minskar mobiliteten hos mangan och järn.[2] Det är således viktigt att ta hänsyn till respektive metalls uppförande för att kunna avgöra hur mobiliteten förändras då redoxpotentialen ökar eller minskar.

Då vattenmättnad och brist på syre inträder, exempelvis i ett avfallsupplag, sker en sekvens av redoxreaktioner enligt följande:



När all nitrat har förbrukats påbörjas omvandlingen av mangandioxid och därefter järnhydroxid. Det bör dock poängteras att i praktiken sker reaktionerna ofta simultant.[19] Viktigt att notera är bildningen av sulfid från sulfat, detta eftersom många metaller förmår binda starkt till sulfida material.

8. Metaller i avfall

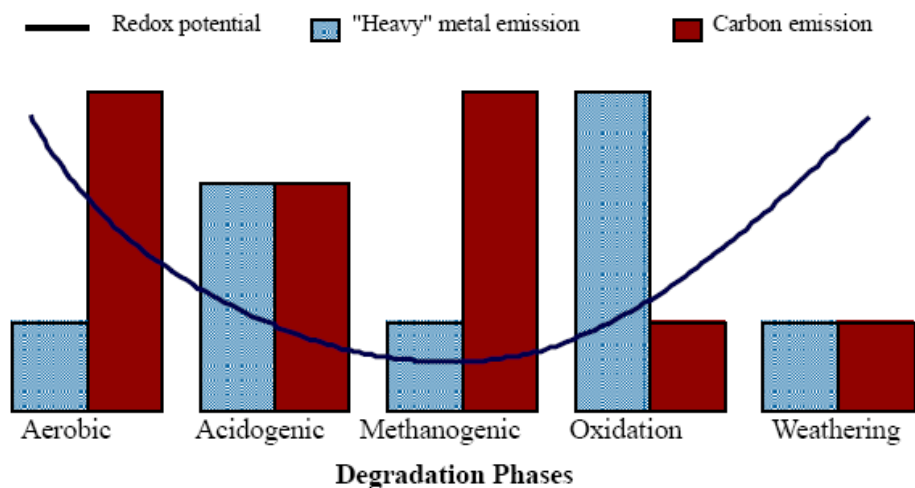
Avfall kan och bör inte ses som ett homogent material utan beroende på dess ingående material kommer processerna i deponin och lakvattnets kvalitet att variera. Rörande blandat hushållsavfall gäller att emissionerna av tungmetaller från avfallet är låga i förhållande till ackumuleringen vilket innebär att det kommer att ta lång tid innan alla metaller lakats ur och även att det föreligger en risk för chockbelastning av metaller i omgivande miljö i framtiden. [2]

Risken brukar förkortas CBT, vilket står för chemical time bomb. CBT innebär en kedja av händelser som leder till en försenad och plötslig uppenbarelse av skadliga effekter som orsakas av kemikalier som funnits lagrade i jord och sediment i förhållande till en långsam förändring av omgivande miljö.[2]

8.1 Metallemissioner under deponins faser

Som tidigare nämnts gäller på liknande sätt som för metaller i mark att inbindningen i avfall påverkas av pH, redoxpotential och DOC-halt. I blandat hushållsavfall kan metallerna förekomma som element, additiv eller ämnen i olika strukturer och associationer med olika matriser i fast fas. Bly, zink och kadmium kan, som tabell 3 på sidan 21 visar, alla lösas ut av att svaga syror tränger ner i avfallet medan krom, nickel och koppar bara löses med hjälp av starka oorganiska syror.[2]

I lakvatten är metallhalterna generellt jämförbara med halterna i avloppsvatten förutom då deponin befinner sig i syrabildningsfasen och pH är så lågt att metallerna löser sig. Genom att optimera förhållandena i deponin kan syrabildningsfasen göras kort varpå lakvattenkvaliteten snabbare förbättras. I figur 19 visas de förväntade metallemissionerna (blå staplar) från en deponi under dess olika faser.



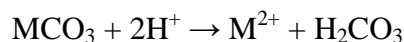
Figur 19. Metallemmissioner under deponins faser (blå staplar). [D]

Som tidigare konstaterats sker den största bevisade emissionen av metaller under deponins syrabildningsfas. Teorier och framtida prognoser visar dock på att en andra emission kan inträda då miljön i deponin går från att vara reducerad till oxiderad. Kapaciteten för avfallet att binda metaller minskar således genom oxidering av sulfida material och adsorptionsmatriser i organiskt material.[7]

8.1.1 I värsta fall

Det värsta som kan hända ur metallemmissionssynpunkt sett är att sulfida material oxideras samtidigt som pH i deponin sänks. Detta sker spontant eftersom det vid sulfidoxidationen produceras vätejoner.[2]

Om karbonat finns tillgängligt kan reaktionen dock buffras genom:



Där M är kalcium eller magnesium.

Buffringskapaciteten i avfall har visat sig vara mycket god till följd av höga karbonathalter och det innebär att någon högre mobilisering eller chockbelastning av metaller knappast är aktuell i praktiken.[2]

Del 2. Anläggningen

- Beskrivning och resultat

9. Beskrivning av anläggningen

SYSAV driver anläggningen på Spillepengen som är lokaliserad strax norr om Malmö och omges av Öresund, se figur 20 och 21.



Figur 20. Karta över Spillepengområdet. [P]



Figur 21. Flygfoto över deponin på Spillepeng. [Q]

Inledningsvis användes anläggningen enbart till deponering men i takt med att andelen avfall som deponeras har minskat har anläggningens verksamhetsområde utvidgats. Idag sker sortering och behandling av avfall för återvinning, mellanlagring av avfall, kompostering, slaggsortering och deponering på anläggningen. I skrivandets stund används området i stor utsträckning som lagringsutrymme för avfall som ska vidare till förbränningsanläggningen då kapaciteten ökat i samband med utbyggnad. Ett exempel på hur lagringen av detta avfall ser ut visas i figur 22.

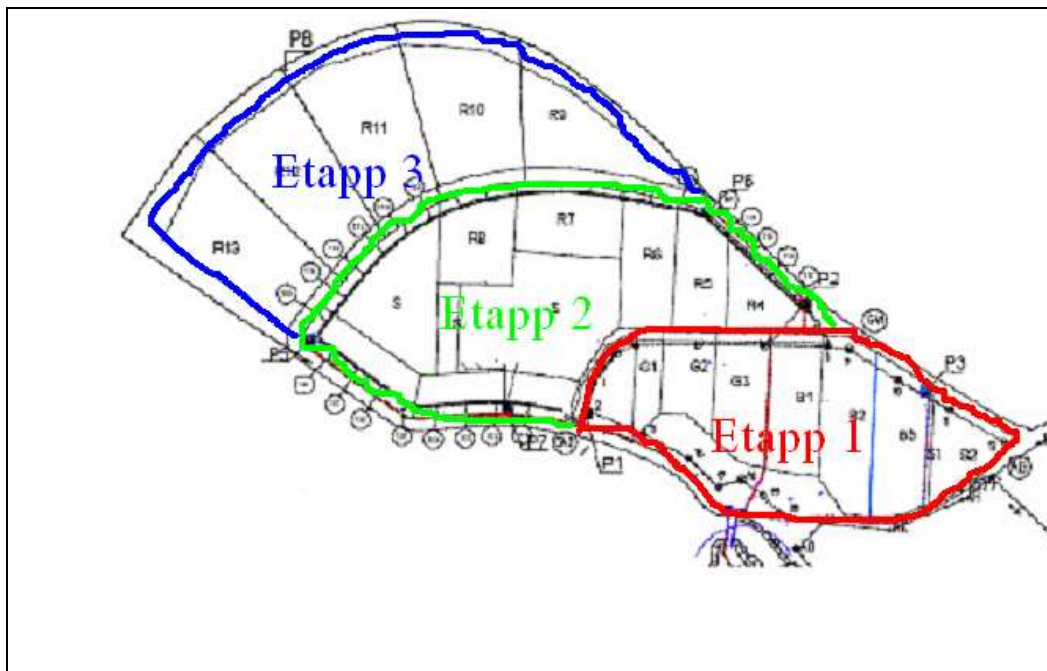


Figur 22. Lagring av avfall på Spillepeng.

Anläggningen på Spillepeng omfattas i huvudsak av två delar, den nya och den gamla, där den gamla utgörs av en sluttäckt deponi. Idag sker viss verksamhet i form av slaggsortering och metallfragmentering på den gamla delen, men i huvudsak används den för rekreation. Det finns inga direkta uppgifter om när deponeringen påbörjades på den gamla delen men gissningsvis någon gång på 1940-talet. Till ytan är den gamla delen 65 ha.

Området där den gamla delen ligger används idag som sagt i princip enbart för rekreation och fokus avseende avfallshantering ligger istället på den nya delen som till ytan är 55 ha och där verksamheten påbörjades 1990.

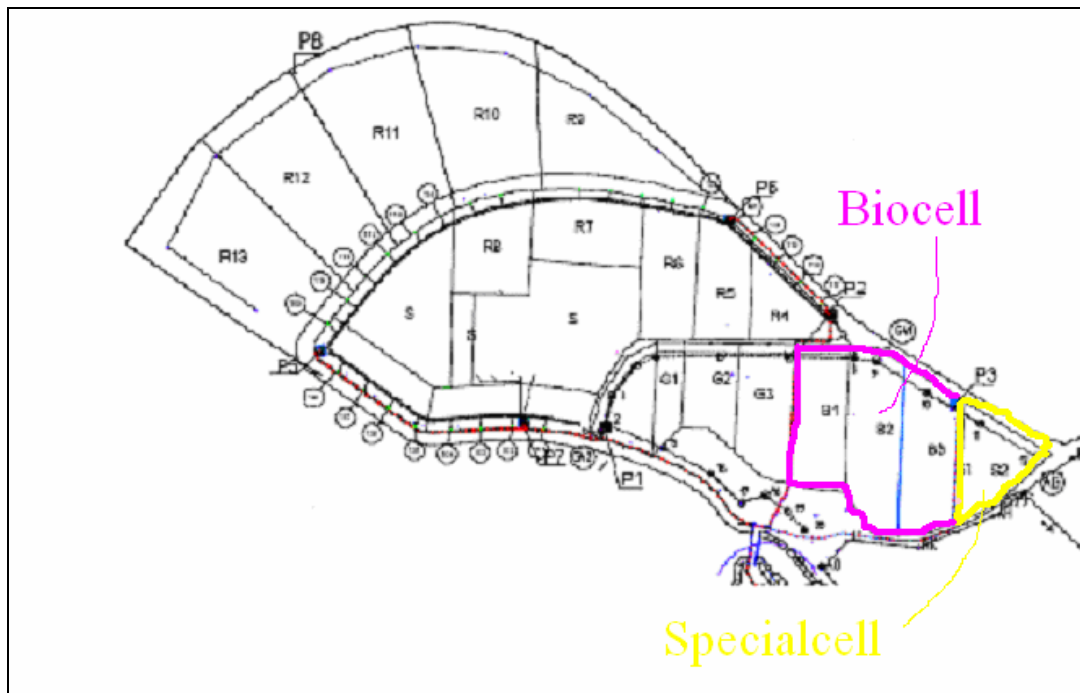
Den nyare delen är utbyggd i tre etapper enligt figur 23. All deponeringsverksamhet är idag koncentrerad till etapp 2 och 3. Anläggningen är anlagd 1,5 meter under havsnivå för att fungera som en hydraulisk fälla. Detta innebär att risken för läckage till grundvatten och Öresund minimeras.



Figur 23. Indelning av etapper på Spillepens nyare delar

Till skillnad från det äldre upplaget där lakvatten från hela området samlades in tillsammans, är den nyare delen indelad i olika celler med separat uppsamling av lakvatten. Figur 24 visar detta.

Biocellen och specialcellen som studeras i detta arbete är markerade i bilden. Cellerna tillhör tillsammans med celler för grovavfall området på etapp 1, som är 16 ha stort. Biocellen består egentligen av tre olika celler men eftersom lakvattenuppsamlingen är gemensam behandlas de härnäst i singularis. Likadant gäller de två specialcellerna som från och med nu benämns som specialcellen.



Figur 24. Cellernas indelning på Spillepeng

9.1 Specialcellen

Specialcellen var i drift mellan april 1990 och december 1993. Det avfall som tillfördes specialcellen bestod av flygaska (52 %), slaggrus och bottenaska som kvarstod efter sortering (6 %), kliniskt avfall, blästringssand, asbest och kontaminerade jordar (tillsammans 46 %).[36]

Cirka 6 månader efter att specialcellen avslutades lades ett provisoriskt täcktskikt på specialcellen. Skiktet består av ett 1 m tjockt lager av lera blandat med utgrävt material från omgivningen. Ovanpå täckskiktet har gräs planterats.

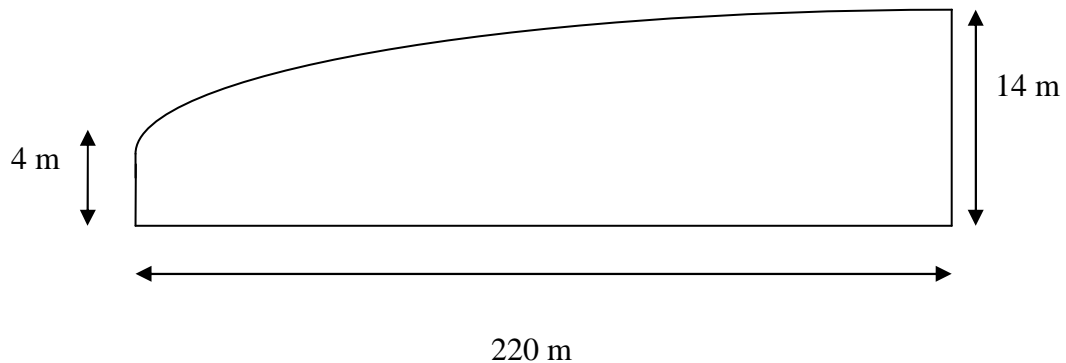
9.2 Biocellen

Avfall tillfördes biocellen mellan april 1990 och maj 1994. I huvudsak deponerades hushållsavfall (varav 46 viktsprocent var biologiskt lättnedbrytbart) tillsammans med slam och matrester från livsmedelsindustrier och restauranger. Totalt deponerades 410 072 ton avfall i biocellen.[36]

Biocellen täcktes liksom specialcellen inom 6 månader efter sista tippningen av avfall. Täckskiktet på biocellen består av ett 0,8 m tjockt lager av lera blandat med uppgrävt material från området. Även på biocellens täckskikt har gräs planterats. För närvarande används delar av biocellen som lagringsyta för avfall som ska förbrännas och därför har ett lager av 0,5 m slaggrus lagts på gräset varpå balar har placerats.

Höjden på biocellen varierar mellan 4 och 14 m höjd och cellen upptar en yta av cirka 5 ha. Figur 25 ger en schematisk bild över hur biocellen ser ut i genomskärning. Notera att bilden inte är skalenlig, detta får följden att lutningen i verkligheten är ännu mindre. Vid beräkningar kommer därför infiltrationsytan sättas till bottenytan, det vill säga 5 ha.

Temperaturen i biocellen kan baserat på uppmätt temperatur i det utgående lakvattnet uppskattas till cirka 15°C. Temperaturen håller sig jämn under året med bara en eller ett par graders skillnad mellan sommar och vinter.

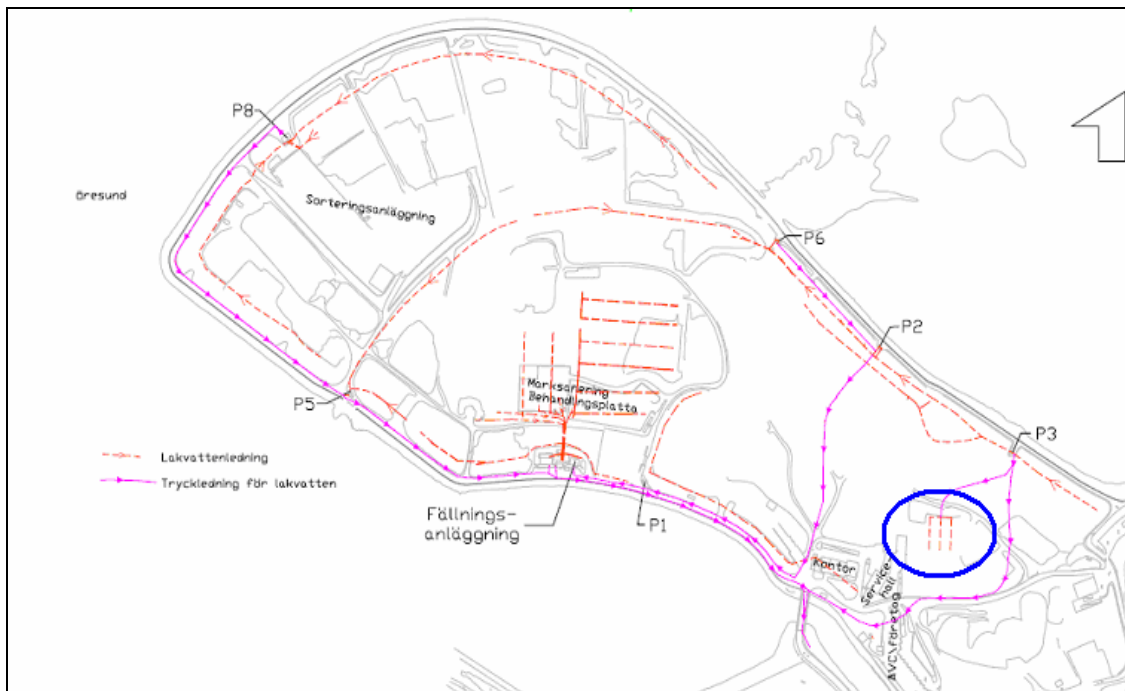


Figur 25. Principiell skiss över biocellen.

9.3 Lakvattenhantering på anläggningen

Lakvatten samlas som tidigare nämnts upp separat från de olika cellerna på den nya delen av anläggningen. Detta innebär att det finns lakvattendata att tillgå dels från specialcellen och dels från biocellen. I figur 26 visas lakvattenledningarna på anläggningen, P anger pumpstation. I specialcellen rinner lakvattnet genom självfall till pumpstation 3, härnäst kallad P3, varifrån det pumpas in i biocellen, vilket är markerat med blått i figuren.

Det bildade lakvattnet i biocellen rinner genom självfall till pumpstation 2, härnäst kallad P2, varifrån det pumpas till en fällningsanläggning. Fällningsanläggningen är byggd i huvudsak med syftet att reducera bly- och kalciumhalterna i lakvattnet från en deponi för farligt avfall som ligger på etapp 2. Lakvattnet från P2 pumpas till fällningsanläggningen då det fungerar som en fällningskemikalie. Huvudsyftet med fällningsanläggningen är således inte att rena lakvatten från biocellen. Från fällningsanläggningen pumpas lakvattnet till Sjölunda avloppsreningsverk.



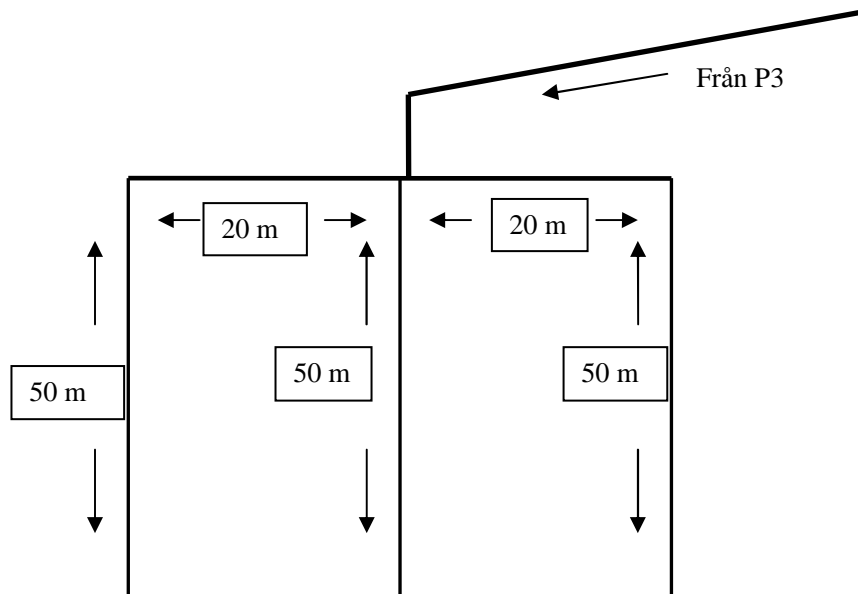
Figur 26. Bild över lakvattenledningarna på Spillepeng. Infiltrationsanläggningen markerad.

9.3.1 Beskrivning av infiltrationsanordningen

Möjligheten att infiltrera lakvatten från specialcellen i biocellen på Spillepeng diskuterades redan 1999. Förutom de miljömässiga fördelar det skulle innebära att infiltrera lakvattnet istället för att pumpa det till det kommunala reningsverket, var en bidragande anledning även problem med fällning av kalk vilket ledde till igensättning av ledningarna från specialcellen till fällningsanläggningen, se figur 26.

Istället för att gräva upp, rensa eller dra nya lakvattenledningar påbörjades således ett försök där lakvatten från specialcellen pumpades in i biocellen. Infiltrationen togs i drift i slutet av 2001 och en överskådlig skiss av konstruktionen, med tillhörande mått, ges i figur 27. Förgreningen ligger på cirka 3 meters djup i biocellen. Runt aggregatet har sten och makadam placerats och genom det bildas en sjö av det tillförda lakvattnet. Från sjön tillåts lakvattnet att infiltrera biocellen. Sedan infiltrationen togs i drift har infiltrationsprocessen fortgått utan problem.

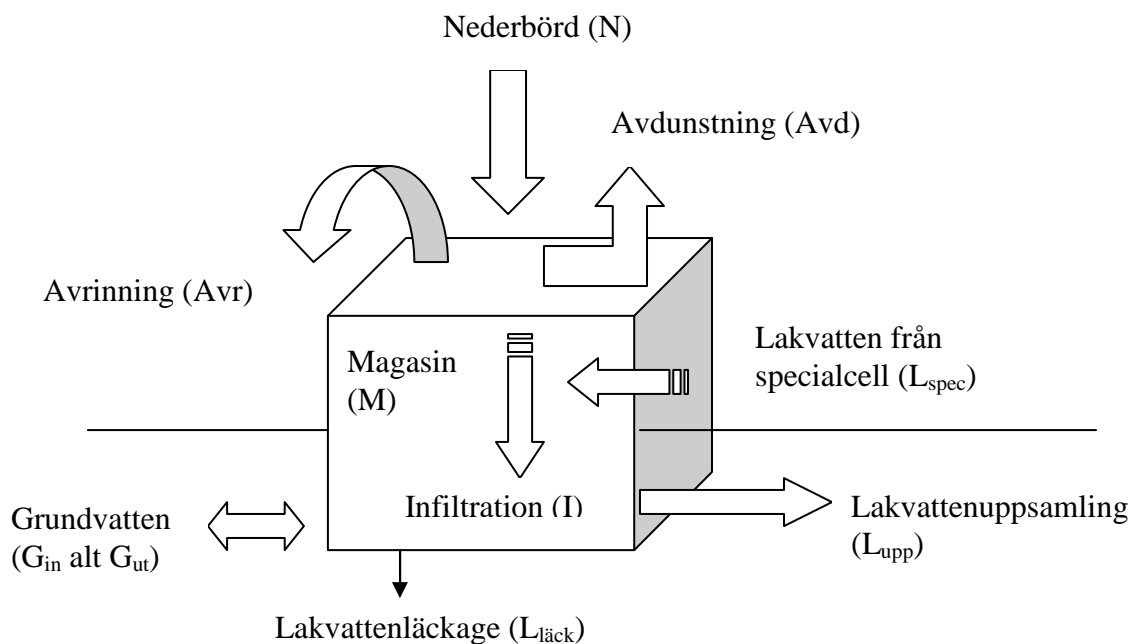
Notera här att det inte är tal om en fullständig recirkulering, som beskrevs i kapitel 5.3 då inget lakvatten som producerats i biocellen återinfiltreras. Den utgående lakvattenströmmen från biocellen var år 2003 cirka 10 000 m² medan motsvarande siffra för specialcellen var cirka 3 000 m². Detta innebär att vattenflödet genom biocellen är betydligt mindre än vad det skulle ha varit om allt utgående lakvatten hade recirkulerats.



Figur 27. Principiell skiss över infiltrationsanordningen

10. Hydraulisk modell över biocellen

För att kunna avgöra hur recirkuleringen av lakvatten påverkar den ingående hydrauliken i biocellen presenteras här en schematisk modell. Figur 28 visar de vattenströmmar som påverkar biocellen, som här representeras av en box.



Figur 28. Vattenbalans över biocellen.

En vattenbalans över biocellen kan ställas upp och ser, med utgångspunkt i figur 28, ut som följer:

$$N + L_{spec} + G_{in} = Avr + Avd + L_{läck} + G_{ut} + L_{upp} \pm M$$

Jämfört med vattenbalansen som presenterades i kapitel 4.4, finns i ekvationen ovan inte avfallets ingående vattenhalt med. Detta beror på att detta vatten redan har tillförts och finns representerat i utgående lakvatten (L_{upp}). Eftersom biocellen på SYSAV har funnits i snart 20 år antas den i enlighet med kapitel 5.2 vara vattenmättad. Det innebär således att magasineringstermen i vattenbalansen ovan kan sättas till noll.

I vattenbalansen finns grundvattentermen G presenterad på bägge sidorna i ekvationen. G_{in} innebär således att grundvatten förmår tränga in i biocellen och orsaka ökad lakvattenproduktion. G_{ut} innebär att lakvatten läcker från biocellen till grundvattnet, vilket skulle kunna få negativa konsekvenser. Som beskrevs i kapitel 9 har anläggningen utformats så att biocellen utgör en hydraulisk fälla och med det minimeras risken för läckage till grundvatten och det är därmed mer troligt att grundvatten tränger in i biocellen.

I tabell 4 anges information om värden på de ingående parametrarna i vattenbalansen. C anger avrinningskoefficienten som bestäms av täckningsmaterialets egenskaper. Tabellen presenteras för att ge en bild över vilka förutsättningar som finns för att räkna på de ingående parametrarna. Utifrån vattenbalansen diskuteras nu de hydrauliska förutsättningar som ger upphov till bildning av lakvatten.

Tabell 4. Värden på ingående parametrar i vattenbalansen över biocellen.

Parameter	N	L_{spec}	$G (m^3)$	Avr	Avd	$L_{läck}$	L_{upp}
Värde	Mätdata	Mätdata	Beräknat*	$C * N$	Se kap 4.1.1	$0,03^\dagger * N$	Mätdata

Den sammanlagda infiltrationen i biocellen kan delas upp i följande termer:

Infiltration till följd av nederbörd (I_N)

Infiltration till följd av lakvattencirkulering (I_L)

Infiltration till följd av grundvatteninträngning (I_G)

I_N beräknas som:

$$I_N = N - Avr - Avd \quad (1)$$

I_L finns det mätdata för eftersom allt lakvatten som pumpas från specialcellen infiltreras i biocellen. Alltså $I_L = L_{spec}$

I_G är termen som anger att grundvatten tränger in i biocellen och denna term betecknades G_{in} i vattenbalansen, och således är $I_G = G_{in}$

Den totala infiltrationen utgörs av:

$$I = I_N + I_L \pm I_G$$

Med I_N enligt ekvation (1) och I_L och I_G definierade enligt ovan ser uttrycket ut som följer:

* Hans Jeppsson, SWECO VIAK har beräknat grundvatteninträngningen eller läckaget till grundvatten till 20 000 m³ per år enligt [14]

† Se referens [15]

$$I = N - Avr - Avd + L_{spec} + G_{in} \quad (2)$$

SYSAV mäter kontinuerligt de pumpade lakvattenmängderna från biocellen (L_{upp}) och dessa flöden är således lika med den totala infiltrationen minus den del av det infiltrerade vattnet som avgår via läckage. Detta ger följande samband:

$$I = L_{upp} + L_{läck} \quad (3)$$

Genom att (2) och (3) kombineras får vi följande uttryck med termer som återfinns i vattenbalansen:

$$L_{upp} + L_{läck} = N - Avr - Avd + L_{spec} + G_{in}$$

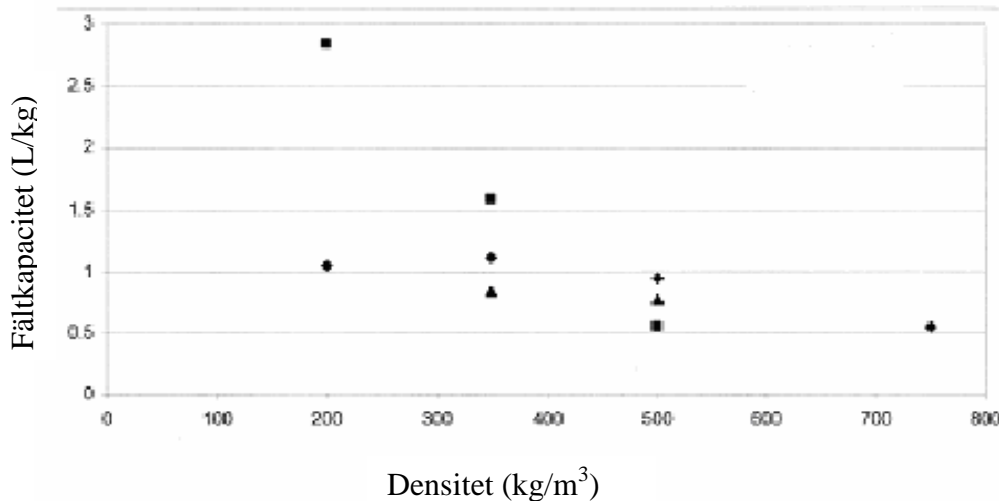
Uttrycket anger att storleken på den totala infiltrationen av vatten i biocellen beror på parametrar som nederbörd, avrinning, avdunstning, lakvattencirkulering och grundvatteninträning. Den totala infiltrationen kan mätas som det lakvatten som samlas upp plus den mängd lakvatten som uppskattas avgå som läckage.

Vid modellering av infiltrationskapacitetens påverkan på uppehållstiden för vatten i biocellen kommer emellertid inte termen $L_{läck}$ att tas med. Vid en jämförelse mellan L_{upp} och $L_{läck}$ under 2005 konstateras att L_{upp} i medeltal utgjorde 11 456 m³ medan $L_{läck}$ hamnade på 683 m³. Därför ansätts från och med nu att den totala infiltrationen motsvarar mängden uppsamlat vatten från biocellen (L_{upp})

10.1 Recirkulationsoptimum och fältkapacitet

I kapitel 5.3 konstaterades att den maximala nedbrytningshastigheten i avfallsupplaget nåddes då vattenhalten i avfallet motsvarade fältkapacitet. För att bestämma fältkapaciteten i en biocell kan exempelvis lysimetertest utföras i laboratoriet. Genom att recirkulera lakvatten ökas den ingående vattenhalten i avfallet och med det kan fältkapaciteten nås och de nedbrytande processerna optimeras.

I en studie utförd i Mexico vid deponin i Nuevo Laredo bestämdes sambandet mellan fältkapacitet och avfallets densitet. I huvudsak bestod avfallet av blandat hushållsavfall. Tre olika densiteter testades vid tre olika tillfällen. De högsta densiteterna avsåg spegla förhållandena i en deponi och således är det dessa som är intressanta ur detta arbetets perspektiv. I figur 29 visas resultatet från studien.



Figur 29. Fältkapacitet i förhållande till avfallens densitet.[R]

Figuren visar att fältkapaciteten minskar med ökande densitet, det vill säga ju mer kompakterat avfallet är desto snabbare nås fältkapaciteten. Om avfallet i deponin har en densitet på 0,5 ton/m³ motsvarar det en fältkapacitet på cirka 0,5-0,8 liter per kilo enligt figuren.

För biocellen på Spillepeng har densiteten beräknats till 0,88 ton/m³. [14] Detta skulle enligt en extrapolering av figur 15 ovan innebära en fältkapacitet på lite mindre än 0,5 liter per kilo.

Beroende på att densiteten i biocellen på Spillepeng är så hög, används inte figuren ovan vid uppskattning av fältkapaciteten utan biocellen jämförs med en deponi i England där densiteten varierade mellan 0,7 och 0,8 ton per m³ och den initiala vattenhalten var 35 % vilket motsvarade en fältkapacitet på 0,16 till 0,27 liter per kilo. [14] I nästa stycke anges de uppskattade värdena på ingående vattenhalt och fältkapacitet hos biocellen.

10.1.1 Mängd vatten som krävs för att nå fältkapacitet i biocellen

För att beräkna den vattentillförsel som krävs för att nå fältkapacitet i biocellen ställs följande samband upp:

$$V = (FK - \frac{\theta_{initial}}{100}) * m_{avfall}$$

Där:

V = Vattentillförsel (m³)

FK = Fältkapacitet (m³/ton)

$\theta_{initial}$ = Ingående vattenhalt i avfallet (%), mäts initialt som m³ vatten per ton avfall

m_{avfall} = Massa avfall (ton)

För biocellen på Spillepeng antas följande värden gälla [14]:

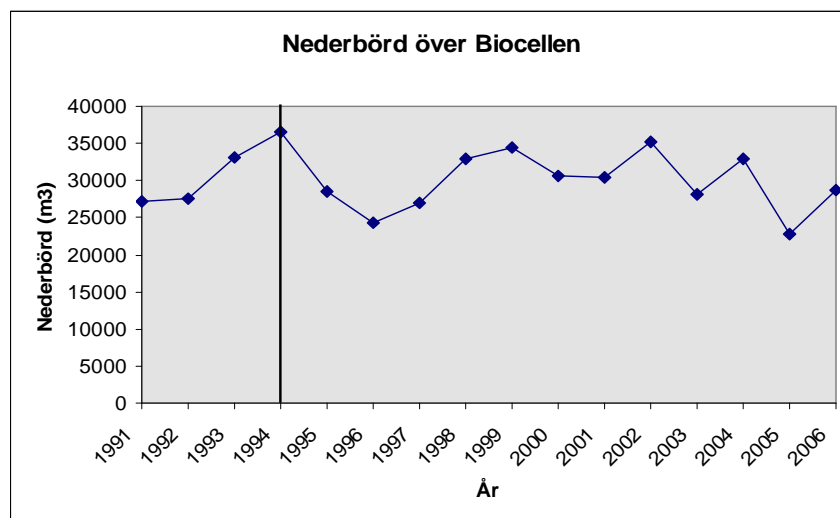
$\theta_{initial}$ = 20 %

FK = 0,293 m³/ton

m_{avfall} = 410 072 ton

$$V = (FK - \frac{\theta_{initial}}{100}) * m_{avfall} = (0,293 - \frac{20}{100}) * 410072 = 38137 m^3$$

Den beräknade volymen, **38137 m³**, anger den mängd vatten som måste tillföras biocellen för att fältkapaciteten ska nås. De, av SYSAV uppmätta nederbörds mängderna över biocellens yta mellan 1991 och 2006 finns representerade i figur 30.



Figur 30. Nederbörds mängd över biocellens yta 1991-2006.

Figuren visar att nederbörds mängden över biocellens yta redan efter 2 år överstiger den volym som krävdes för att nå fältkapacitet. Men eftersom avfall tippades kontinuerlig fram till 1994, i figuren, markerat med en vertikal svart linje, kan inget specifikt sägas om fältkapaciteten då massan av avfallet varierade från år till år. Klart är dock att åren efter driftslut föll tillräckligt med nederbörd för att fältkapacitet skulle nås.

10.1.2 Beräkning av uppehållstid i biocellen

Av intresse nu är att bestämma uppehållstiden för vatten i biocellen för att på så vis kunna kontrollera om stabila förhållanden råder eller om det finns risk för att den hydrauliska belastningen blivit för hög i och med att infiltrationen av lakvatten från specialcellen påbörjades. Uppehållstiden anger den tid det tar från dess att en vattendroppe infiltreras i biocellen tills dess att den syns i det utgående lakvattnet.

Uppehållstiden beror på biocellens storlek, porositet och på infiltrationshastigheten, det vill säga hur mycket vatten som infiltreras under en angiven tidsperiod. I detta arbetet anges infiltrationshastigheten som mm/dygn eller m³/dygn. För att beräkna uppehållstiden ansätts följande parametrar:

Porositet (P_o) = Varierar spatialt i avfallsupplaget

Höjd (H) = 10 m (detta är ett genomsnittsvärde, se figur 12)

Area (A) = 50 000 m²

Volym (V) = $A * H = 50\ 000\ m^2 * 10\ m = 500\ 000\ m^3$

Infiltrationshastighet (I_{tot}) = Baseras på mätningar av det uppsamlade lakvattnet (L_{upp}) från biocellen under 2005. Infiltrationshastigheten varierade mellan 5,51 och 0,37 mm/dygn, vilket motsvarar **275 m³/dygn respektive 18 m³/dygn**, under dessa år. Medelinfiltrationen var under 2005 31 m³/dygn.

Total vattenhalt

Den totala vattenvolymen (V_{vatten}) i avfallet beräknas genom:

$$V_{vatten} (m^3) = \frac{Po(\%)}{100} * V(m^3)$$

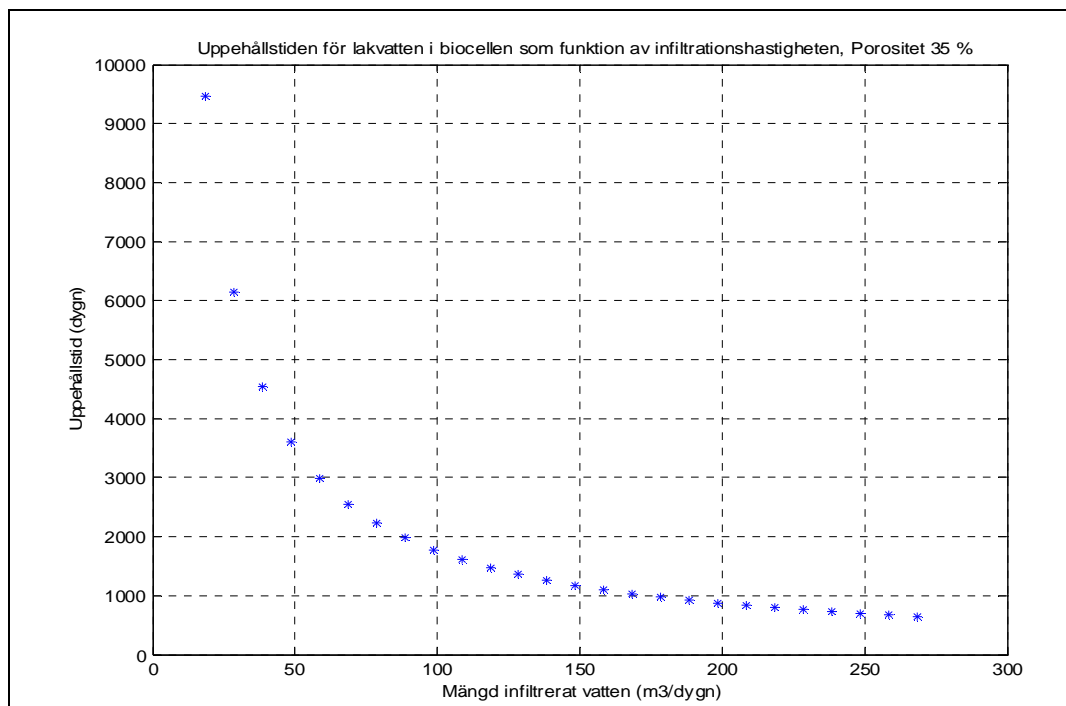
Eftersom I_{tot} anges i mm/dygn och V_{vatten} i m^3 sker en omräkning så att:

$$I(m^3 / dygn) = \frac{I_{tot}(L/m^2 * dygn)}{1000(L/m^3)} * A(m^2)$$

Härur kan nu uppehållstiden (U) beräknas genom:

$$U(dygn) = \frac{V_{vatten}(m^3)}{I(m^3 / dygn)}$$

V_{vatten} beror av både Po och I_{tot} som är variabler och för att på ett enkelt sätt kunna simulera olika scenarion görs simuleringarna i Matlab. Den tillhörande m-filen finns i bilaga 3. Infiltrationshastighetens påverkan på uppehållstiden visas i figur 31. Här har porositeten satts till 35 %. Senare ska vi se hur förändringar i porositet påverkar uppehållstiden.



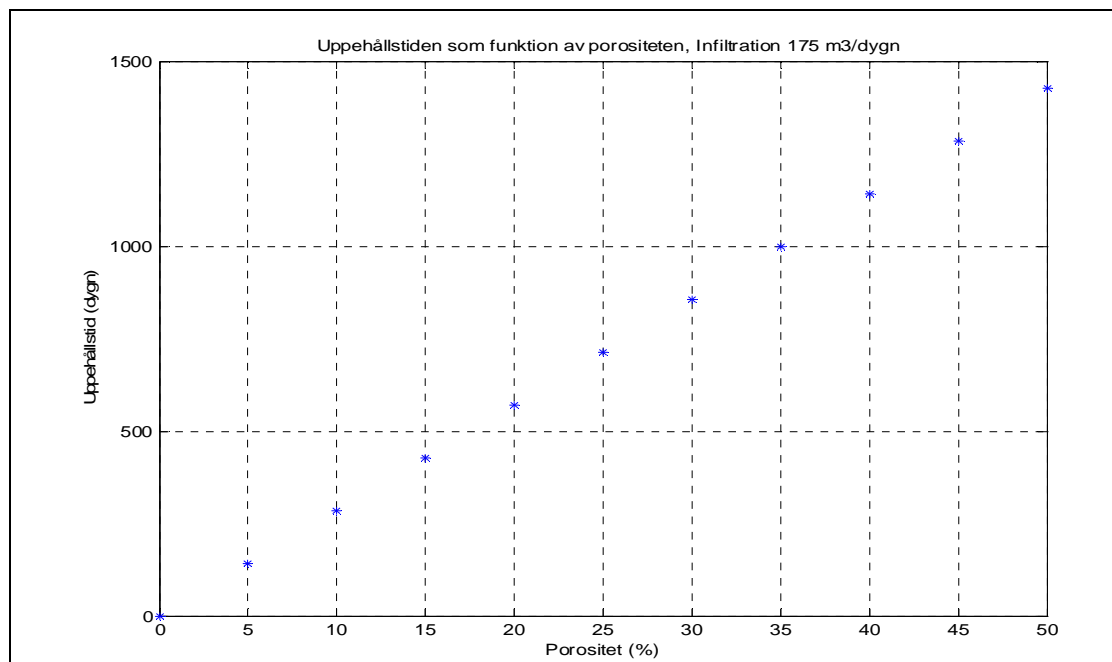
Figur 31. Infiltrationshastighetens påverkan på uppehållstiden.

Figuren visar att det råder stor skillnad i uppehållstid beroende på infiltrationshastighet. Under de dygn infiltrationshastigheten låg på över 200 m^3 nåddes uppehållstider under 1000 dagar vilket motsvarar lite mindre än 3 år. Uppehållstiden har dock periodvis legat över 9000 dagar vilket motsvarar cirka 24 år.

Minskningen i uppehållstid är mest dramatisk då infiltrationshastigheten är låg. En ökning av infiltrationshastighet från 18,5 till 50 m³/dygn motsvarar en minskning av uppehållstid på 9050-3050 = 6000 dygn medan en ökning från 200 till 250 m³ per dygn enbart gav en reducering på ett par hundra dygn.

Vid en jämförelse med deponin Crow Wing County som nämndes i kapitel 5.3.1, där 14,5 kubikmeter lakvatten recirkulerades per dygn är infiltrationshastigheten högre i biocellen på Spillepeng. Notera dock att infiltrationen på Spillepeng även innefattar nederbörd och att uppehållstiden vid Crow Wing County inte har beräknats till följd av att avfallets volym inte är känd.

I figuren antas en porositet på 35 % råda i hela biocellen. Nu undersöks hur skillnader i porositet påverkar uppehållstiden. Infiltrationshastigheten sätts till 175 m³/dygn vilket motsvarar ungefär 1000 dygns uppehållstid. Nu konstrueras ett diagram där porositeten varieras mellan 0 och 50 %. Resultatet visas i figur 32.



Figur 32. Porositetens påverkan på uppehållstiden.

Porositeten och uppehållstiden följer enligt figuren ett linjärt samband som kan beskrivas med följande ekvation:

$$U = \frac{1000}{35} * P_o = 29 * P_o$$

En ökning av porositeten med 1 % (från 35 till 36 %) ger således en ökning i uppehållstid med 29 dygn förutsatt att infiltrationshastigheten är densamma.

Vid en jämförelse med litteraturen kan det konstateras att den rapporterade porositeten i avfallsupplag varierar mycket och värden mellan 10 och 60 % har rapporterats för biocellen på Spillepeng.[38, 14] Att värdena skiljer sig så pass mycket åt beror på att författarna skiljer på den totala och effektiva porositeten där den effektiva porositeten bara inkluderar det vatten

som strömmar i kanaler, detta diskuteras vidare i kapitel 10.1.3. I kapitel 10.2 görs en utvärdering av resultaten som framkom ovan.

10.1.3 Kanalströmningens påverkan på uppehållstiden

En viktig sak att poängtera är att i enlighet med resonemanget om kanalströmning i kapitel 4.5 är det befogat att anta att uppehållstiderna ovan inte rör allt vatten utan enbart det som strömmar i kanaler, det vill säga mellan 1-23 % av det infiltrerande vattnet.[14]

Här görs ett antagande att 20 % av det infiltrerande vattnet i biocellen på Spillepeng strömmar i kanaler medan resterande 80 % strömmar i bulken.

Det vatten som strömmar i bulken kan antas ha oändlig uppehållstid eftersom strömningen av detta vatten är så låg i förhållande till det vatten som rör sig i kanaler. Följden av detta blir att den faktiska uppehållstiden för det infiltrerande vattnet blir **20 %** av den i figur 31 modellerade uppehållstiden.

Om infiltrationen ligger runt $150 \text{ m}^3/\text{dygn}$ innebär detta att uppehållstiden istället för 1000 dygn blir $1000/5 = \mathbf{200 \text{ dygn}}$, vilket motsvarar lite drygt 6 månader. Notera att porositetens betydelse därmed ökar eftersom en ökning i porositet med 1 % ger en ökning i uppehållstid med nästan 1 månad.

10.2 Utvärdering av resultat

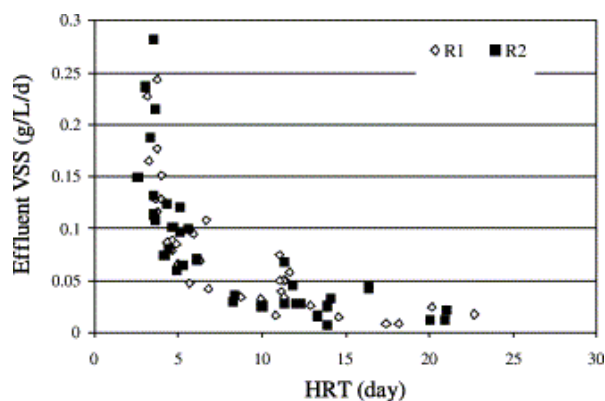
Enligt resultaten ovan ligger vattnets uppehållstid i biocellen inom tidsramen av några månader och upp till ett år förutsatt att porositeten är 35 % och att 20 % kanalströmning gäller.

I detta kapitel görs en utvärdering, dels med avseende på i tidigare studier observerade effekter av hydraulisk uppehållstid i förhållande till risk för ursköljning av bakterier. Därefter görs en kontroll av uppehållstiden mot en kemisk parameter, i det här fallet konduktivitet.

10.2.1 Risk för ursköljning

När biocellen befinner sig i den metanbildande fasen innebär detta att flera metanogena bakterier har aktiverats. Generellt växer anaeroba bakterier till långsammare än aeroba och därför är det viktigt att vattnets uppehållstid i cellen är lång nog för att bakterierna ska kunna växa till.[21]

I en studie från Thailand undersöktes metoden att behandla avloppsvatten i en anaerob process. Som ett resultat från studien presenterades figur 33. R1 och R2 anger att två reaktorer testades simultant. I diagrammet åskådliggörs koncentrationen av biomassa i utgående vatten som funktion av vattnets uppehållstid i reaktorn (HRT). En hög koncentration av biomassa på y-axeln anger att vattnets uppehållstid är för kort för att bakterierna ska kunna växa till.[39]



Figur 33. Bortförd biomassa som funktion av vattnets uppehållstid.[S]

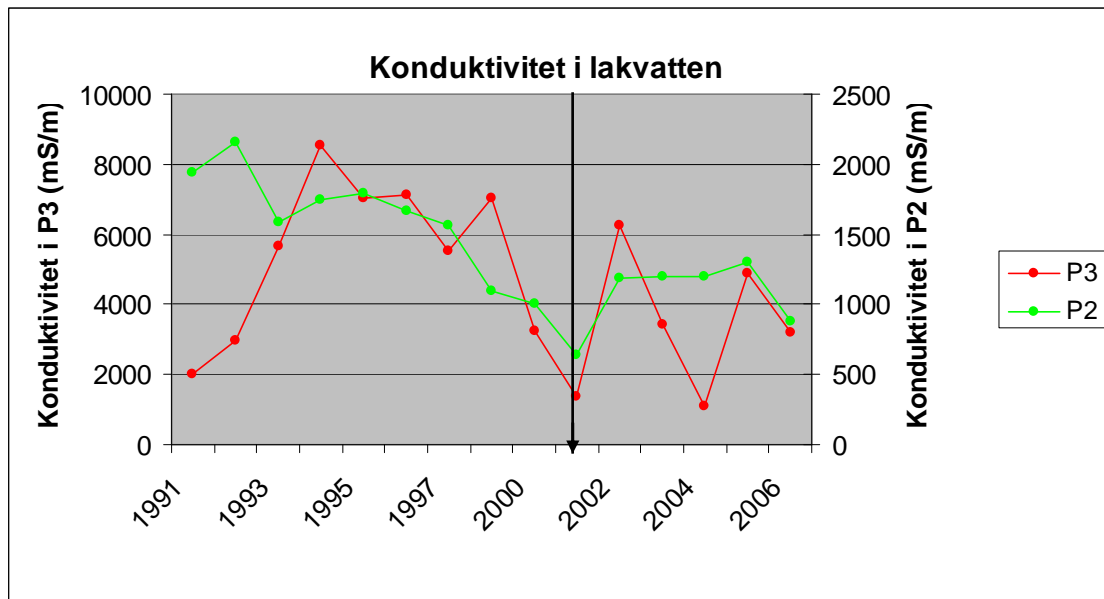
Studien som figur 33 kommer ifrån är utförd i laboriemiljö. Vattnet som tillförts reaktorerne höll 4°C men processen kan beroende på de långa uppehållstiderna antas gälla i rumstemperatur. Som figuren visar sker en ursköljning då uppehållstiden understiger 5 dygn och risken för ursköljning är vid uppehållstider på 15-20 dygn låg.[39]

Upphållstiden i biocellen på Spillepeng varierar beroende på infiltrationshastighet men kan antas variera mellan ett par månader och upp mot ett år. Detta tyder på att förhållandena är stabila och att ingen risk för ursköljning föreligger. Detta trots att temperaturen i deponin är något lägre än rumstemperatur.

10.2.2 Kontroll av uppehållstiden vid infiltrationens början

Eftersom SYSAV kontinuerligt har mätt ett antal parametrar i lakvattnet kan en av dessa, konduktiviteten, användas för att undersöka resultatet kring uppehållstiden. Som belystes i kapitel 5.1.1 är salthalterna och med det konduktiviteten hög i lakvatten som kommer från en specialcell.

Genom att kontrollera efter hur lång tid detta ger utslag i lakvattnet från biocellen då infiltrationen påbörjats kan en slutsats om storlek på uppehållstiden vid den tidpunkten dras. Figur 34 visar förändringarna i konduktivitet mot tiden. Notera att skalan för konduktivitet i biocellen finns på den högra y-axeln. Tidpunkten för infiltrationens början markeras i figuren med en svart pil.



Figur 34. Konduktivitet i biocellen och specialcellen.

Figuren visar en tydlig ökning i konduktivitet i biocellen från cirka 500 mS/m till 1250 mS/m redan vid första mättillfället efter det att infiltrationen påbörjats. Tidsperioden mellan de två mättillfällena var nio månader och detta antyder att uppskattningen att uppehållstiden under då rådande förhållanden ligger någonstans mellan sex månader och ett år är rimlig.

Mellan de två mättillfällena var infiltrationen i biocellen mycket låg med ett medelvärde på strax över **30 m³/dygn**. Enligt figur 17 skulle detta ge en uppehållstid på **5000 dygn**. Räknas därtill 20 % kanalströmning hamnar uppehållstiden på $5000/5 = 1000$ dygn. Detta motsvarar nästan 3 år. För att uppehållstiden ska bli 9 månader, eller 270 dygn, måste således uppehållstiden minska med $1000-270 = 730$ dygn.

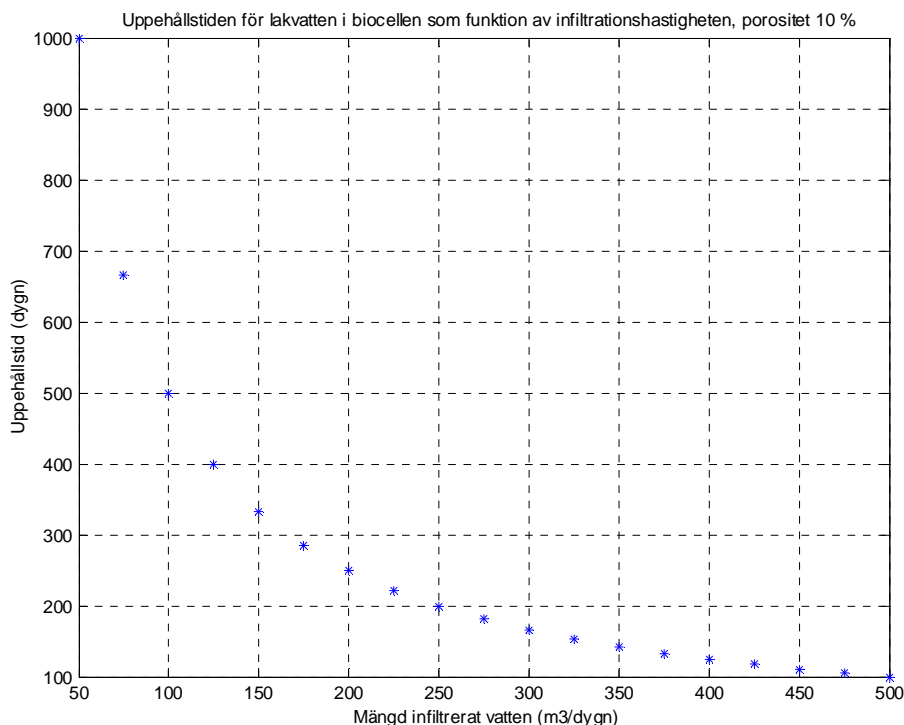
Porositeten påverkar uppehållstiden så att en minskning med 1 % motsvarar en minskning i uppehållstid med 29 dygn, förutsatt att infiltrationshastigheten är 175 m³/dygn och följaktligen måste porositeten minska med $730/29 = 25$ %. Detta antyder att den rådande porositeten över biocellen kan antas vara $35-25\% = 10\%$. Som nämndes ovan har värden i närheten av denna siffra rapporterats tidigare.[38] Observera det föreliggande antagandet om 20 % kanalströmning. Om andelen vatten som strömmar i kanaler är lägre påverkas resultatet så att den uträknade porositeten blir högre.

Genom att påverka infiltrationshastigheten, till exempel genom att koppla på ytterligare en lakvattenström, höjs infiltrationshastigheten och med det förkortas uppehållstiden. Figur 31 visar förutsättningarna för detta, observera dock att figur 31 förutsätter att porositeten är 35 %. I nästa kapitel studeras förutsättningarna för hur hårt biocellen kan belastas.

10.3 Hydraulisk belastning

Enligt figur 33 kan den hydrauliska uppehållstiden vara så kort som 10-20 dagar utan att risk för ursköljning föreligger. Eftersom mikroorganismernas aktivitet är temperaturberoende och temperaturen som tidigare nämnts är något lägre i biocellen än i studien från vilken figur 19 är hämtad, ansätts här den hydrauliska uppehållstiden till **2 månader = 60 dygn**.

Antagandet om 20 % kanalströmning fortsätter gälla och det innebär att uppehållstiden för allt infiltrerande vatten blir $60 * 5 = 300$ dygn. För att bestämma den nya infiltrationshastigheten simuleras figur 31 igen men nu med högre infiltrationshastigheter och porositeten sätts nu till 10 %. Resultatet visas i figur 35.



Figur 35. Upphållstiden som funktion av infiltrationshastigheten, porositet 10 %.

Figuren visar att för att nå en uppehållstid på 300 dygn ska infiltrationshastigheten vara cirka **160 m³/dygn** vilket motsvarar 3,2 mm/dygn.

Lakvattenproduktionen i biocellen ligger under 2005 på 11 456 m³ vilket ger en medelinfiltration på $11\,456\text{ m}^3/\text{dygn}/365\text{ dygn} = 31\text{ m}^3/\text{dygn}$ eller 0,62 mm/dygn. Detta är den mängd vatten som i genomsnitt infiltrerar biocellen per dag och som transporteras via kanaler eftersom antagandet om oändlig uppehållstid i bulken förutsätts.

För att nå en infiltrationshastighet på 160 m³ per dygn skulle alltså lakvattenströmmen från biocellen kunna recirkuleras $160/31 = 5,1 \approx 5$ gånger per dygn utan risk för ursköljning. Som tidigare nämnts leder recirkulering av lakvattnet bland annat till ökad nedbrytning varpå ett renare lakvatten kan förväntas.

Observera dock att det råder stora skillnader i infiltrationshastighet och att 0,62 mm/dygn är ett medelvärde. Vid veckovisa mätningar under 2005 och 2006 har värden mellan 0,37 och 5,51 mm/dygn rapporterats enligt kapitel 10.1.2 och under perioder med hög infiltration bör således ingen recirkulering av lakvattnet ske.

11. Analys av parametrar på anläggningen

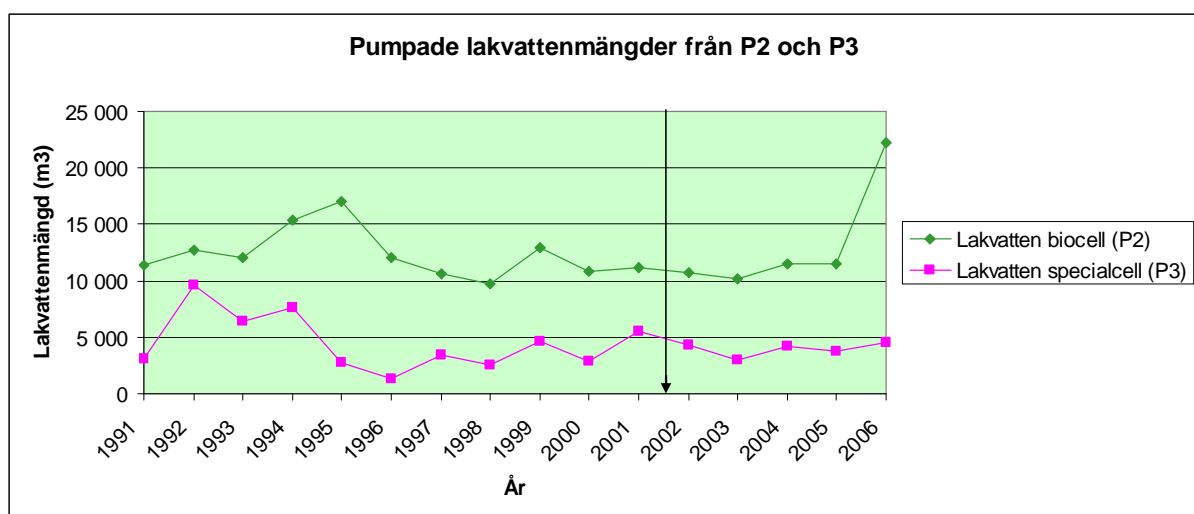
Sedan biocellen och specialcellen togs i bruk har regelbundet prover på ett antal parametrar tagits. De pumpade mängderna lakvatten finns dokumenterade och kemiska analyser av lakvattnet har gjorts.

Proverna består ömsom av stickprov och ömsom av dygns- eller månadsprov där de senare är flödesproportionella. Inledningsvis presenteras resultaten från de hydrologiska mätningarna. Därefter kommer att avsnitt med analyser av parametrar som pH, buffringsförmåga och konduktivitet. Avslutningsvis ges resultaten från de kemiska analyserna och då med fokus på metaller.

Till varje figur och delkapitel hör för enkelhetens skull även en kort diskussion kring resultatet. En mer generell diskussion och sammanvägning ges i kapitel 12.

11.1 Lakvatten och nederbörd

I figur 36 visas volymen pumpat lakvatten från specialcellen och biocellen baserat på årsvis värden. Pilen i figuren anger tidpunkt för start av infiltrationen av specialcellens vatten i biocellen.

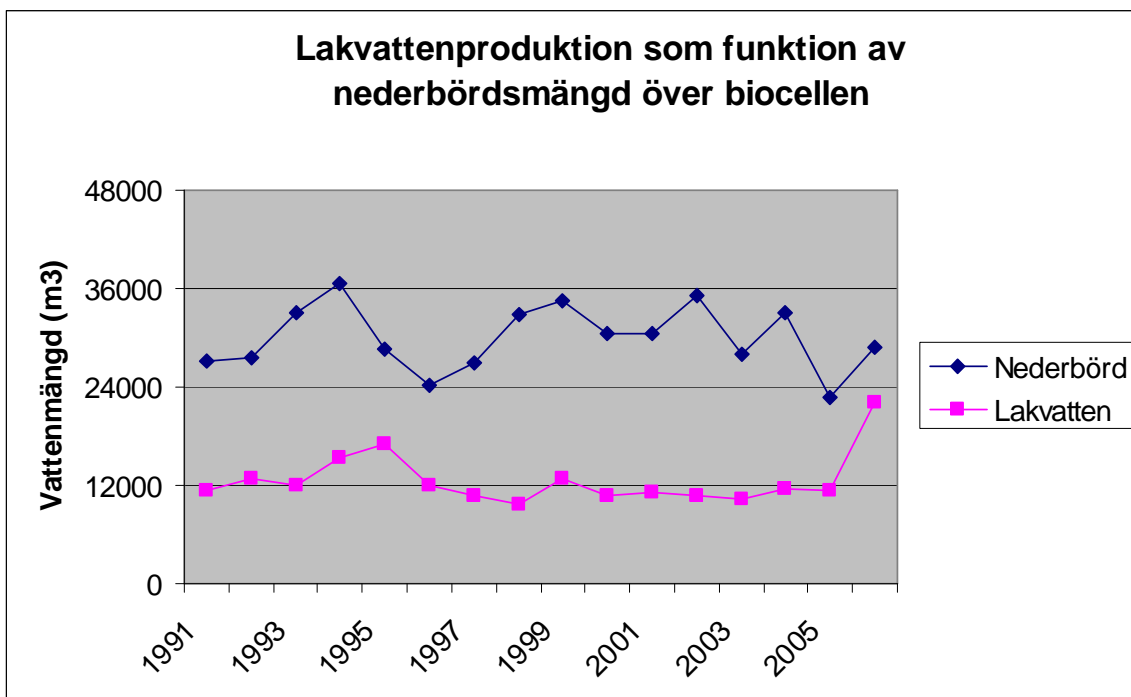


Figur 36. Pumpade lakvattenmängder från biocell och specialcell.

Kurvorna i figur 36 visar att lakvattenproduktionen följer i princip samma mönster för cellerna. Detta är inget konstigt då de yttre förutsättningarna i form av konstruktioner och påverkan via nederbörd ser likadan ut för de bägge cellerna.

Produktionen av lakvatten i biocellen ökade inte direkt till följd av infiltrationen enligt figur 36. Värt att notera är dock den ökning av lakvatten från biocellen som skett under det förra året. Eftersom allt lakvatten från specialcellen infiltreras i biocellen innebär det att av den producerade mängden lakvatten i biocellen utgörs cirka en tredjedel av lakvatten från specialcellen, enligt figuren. Detta är bra att ha i åtanke då analys av metallhalterna görs.

Nederbördens påverkan på mängden bildat lakvatten belyses i figur 37. Här har bara vattenmängder från biocellen använts och nederbörden är omräknad från enheten mm till ett värde på den volym som tillförs biocellens yta.

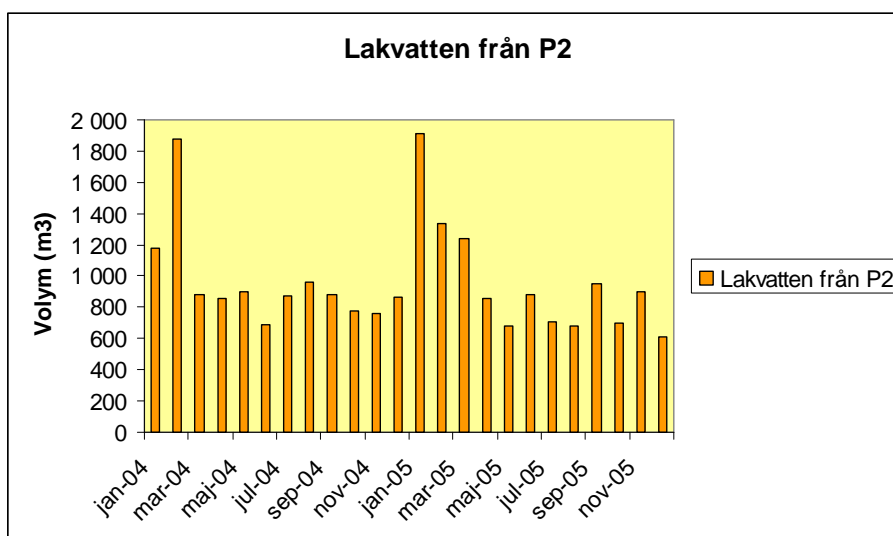


Figur 37. Nederbörds mängd jämfört med lakvattenproduktion 1991-2006.

Figur 37 visar att lakvattenkurvan i princip följer samma mönster som nederbörds kurvan med en viss förskjutning i tiden. Efter 1995 då biocellen täckts påverkas inte lakvattenproduktionen i samma utsträckning av variationer i nederbörd. Detta indikerar att täcksiktet fungerar som ett slags utjämningslager.

11.1.1 Säsongsberoende i lakvattenproduktion

För att kunna ta reda på huruvida det finns ett säsongsberoende i produktionen av lakvatten, konstrueras en figur över pumpade lakvattenmängder från biocellen under 2004-2005. Resultatet åskådliggörs i figur 38.

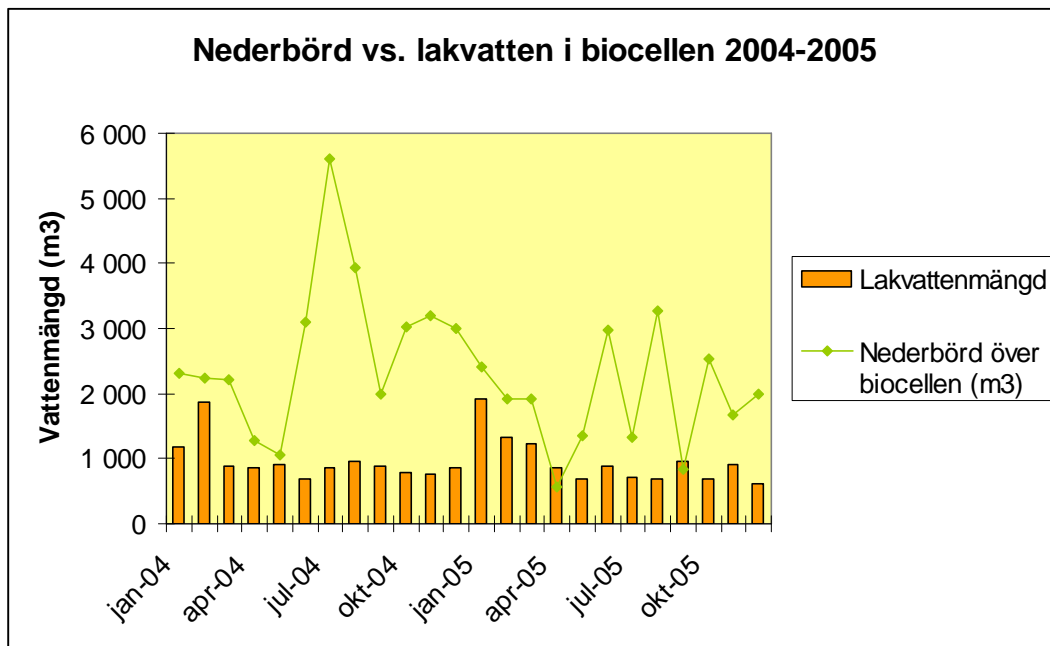


Figur 38. Lakvattenmängd från biocellen under 2004-2005.

En trend till säsongsberoendet i lakvattenproduktionen kan urskiljas i figuren och de största mängderna uppnås under senvintern (januari-mars) medan produktionen är som lägst under sommaren (maj-juni).

11.1.2 Nederbördens påverkan på lakvattenproduktion

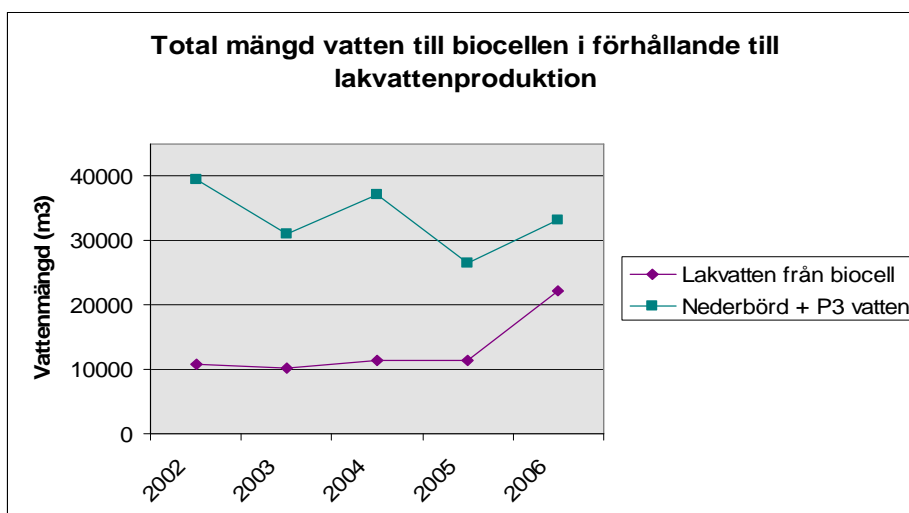
För att kontrollera om säsongsberoendet är ett resultat av nederbördsförändringen över året, skapas figur 39. Nederbörden är omräknad från mm till m³ vilket innebär att mängderna som presenteras i figuren representerar den mängd som faller över biocellens yta.



Figur 39. Tillförd nederbörd vs. lakvattenproduktion i biocellen.

Som figur 39 visar går det inte att direkt koppla nederbördsmängderna till lakvattenproduktionen. Nederbördsmängderna månadsvis varierade så pass mycket under 2004-2005 att ingen slutsats kan dras om hur fluktuationer i nederbörden påverkar lakvattenproduktionen.

För att belysa skillnaden mellan tillförd mängd vatten och de pumpade lakvattenmängderna från biocellen, adderas nederbördsmängderna med lakvattenmängden från specialcellen. Detta motsvarar den mängd vatten som tillförs biocellen, förutsatt att grundvatteninträngningen kan försummas.



Figur 40. Total mängd tillfört vatten i relation till produktion i biocellen

Figur 40 visar att den totala mängden tillfört vatten till biocellen är större än den mängd lakvatten som produceras. Skillnaden mellan de två kurvorna anger, enligt vattenbalansmodellen, borttransport via avrinning eller avdunstning. Enligt boxmodellen kan ett antagande om att 3 % av den tillförda vattenmängden via nederbörd avgår som lakvattenläckage göras. Detta värde bör räknas bort innan avrinning och avdunstning beräknas.

Återigen belyses trenden med den ökande lakvattenproduktionen i biocellen under 2006 men enligt figuren kan ökningen vara sig härledas till ökad infiltration från specialcellen eller ökande nederbörds mängder. Enligt boxmodellen i kapitel 10 borde lakvattenökningen kunna härledas till inträngning av grundvatten. Grundvatteninträngning kan orsaka en ökning med upp mot 20 000 m³ per år och därför är det viktigt att vattenståndet i deponin kontrolleras för att minimera risken för inträngning. En sådan reglering görs idag av SYSAV.

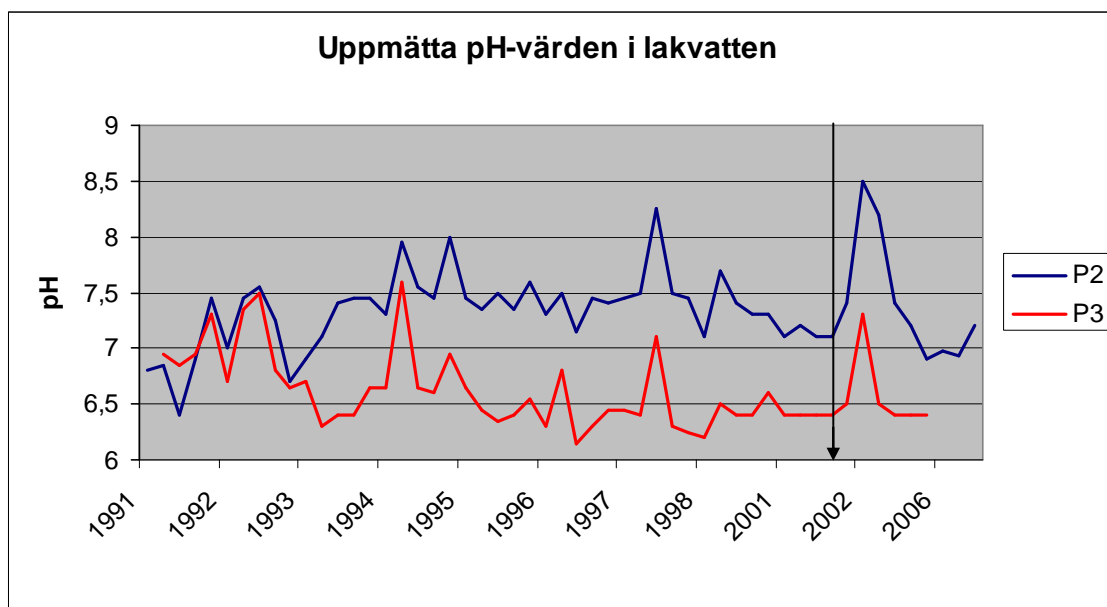
11.2 pH, alkalinitet och konduktivitet

Parametrarna pH, alkalinitet och konduktivitet är viktiga att studera eftersom de ger ett mått på förhållandena i cellerna. Utifrån analyserna kan kopplingar till emissioner av specifika metaller dras.

11.2.1 pH

Som redan nämnts är pH-värdet en av de viktigaste faktorerna för metallers mobilitet. I tabell 3 på sida 21, framgick att så gott som alla metaller löser sig bättre vid låga pH-värden. Exakt vid vilket pH de enskilda metallerna löser sig är svårt att fastställa eftersom övriga faktorer såsom temperatur, fukthalt och halt organiskt material även spelar roll för metallernas mobilitet.

I tabell 1 på sida 7, angavs att pH i celler som befann sig i den acidogena fasen låg på 6,1 medan de metanogena cellerna hade ett pH på 8. Figur 41 visar pH-värdets förändring i lakvatten från bio- och specialcell mellan 1991 och 2006.



Figur 41. Uppmätt pH-värde i lakvatten från bio- och specialcellen år 1991-2006.

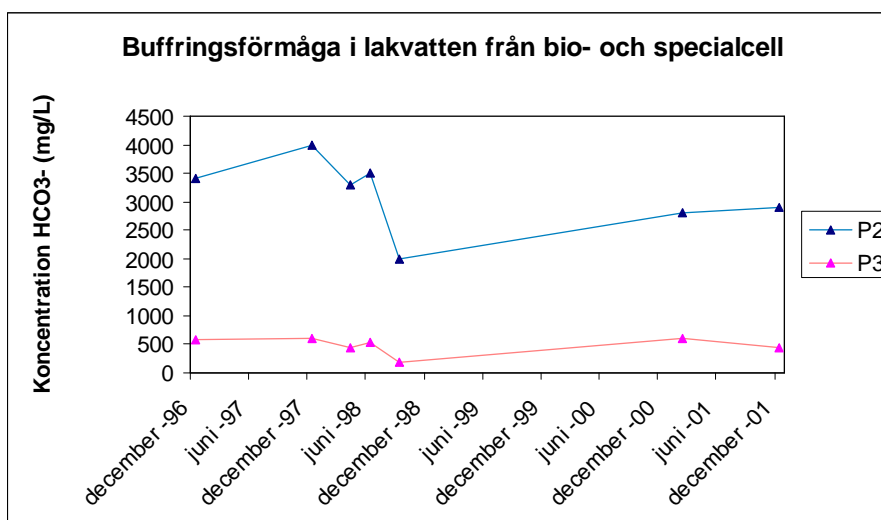
Enligt figuren fluktuerar pH i både special- och biocellen. Generellt ligger pH i biocellen högre än pH i specialcellen vilket antyder att den största emissionen av metaller borde ske från specialcellen.

Fram till 2006 hade pH i biocellen sedan 1993 inte understigit 7. En tillfällig pH-sänkning under det senaste året kan dock urskiljas i figuren. Trots att pH ser ut att stiga igen är detta något som bör följas upp eftersom pH enligt tidigare diskussioner är en viktig parameter för emissionen av metaller.

I specialcellen varierar pH mellan cirka 6 och 7,5. Detta antyder att det fortfarande råder acidogena förhållanden i cellen och därmed kan frisättningen av metaller antas fortsätta. Efter infiltrationens början, markerat med pil i figuren, kan ingen direkt antydning till att biocellens pH-värde skulle påverkas av det något surare specialcellsvattnet urskiljas. Som nämndes i föregående stycke är det emellertid viktigt att följa upp den sänkning som skett under det senaste året.

11.2.2 Alkalinitet

Eftersom emissionen av många metaller är beroende av pH-värdet är buffringskapaciteten i biocellen viktig. Buffringskapaciteten mäts som alkalinitet eller koncentration av vätekarbonatjoner i lakvattnet. I bio- och specialcellen på Spillepeng har alkaliniteten i det producerade lakvattnet mätts vid olika tillfällen mellan 1996 och 2001. Resultatet åskådliggörs i figur 42.



Figur 42. Buffringsförmåga i bio- och specialcellen.

Figuren visar tydligt att buffringsförmågan i biocellen är avsevärt högre än i specialcellen. Detta bör lämpligen kunna härledas till det högre pH-värdet i biocellen då pH är avgörande för hur mycket koldioxid som förmår lösa sig.

Naturvårdsverket har satt upp riktlinjer och kriterier för alkaliniteten i vatten och beroende på pH och koncentration av vätekarbonatjoner klassat vattnets buffringsförmåga. Resultaten av klassningen visas i tabell 5.

Tabell 5. Naturvårdsverkets klassificering av buffringsförmåga i vatten.

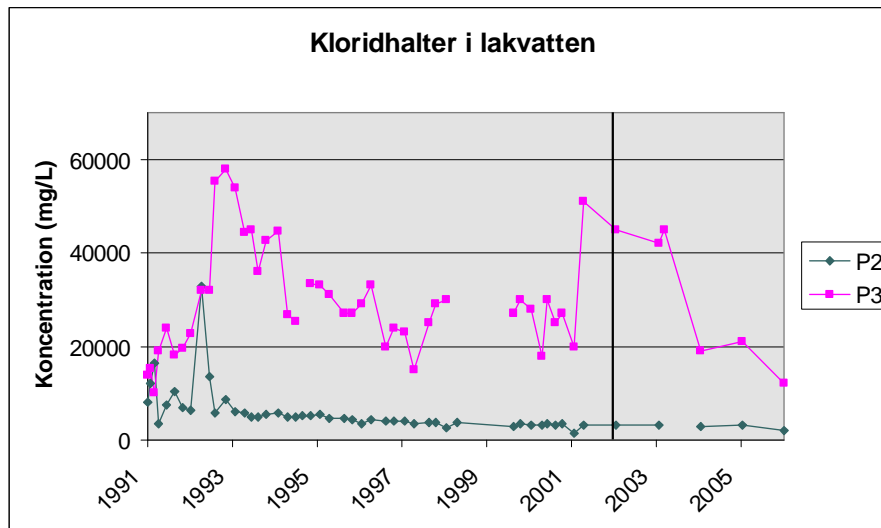
Klass	Benämning	Alkalinitet (mg HCO ₃ -/L)	pH	Beskrivning
1	Mycket hög alkalinitet	> 180	> 6,5	Tillräcklig alkalinitet för att även i fortsättningen bibehålla acceptabel pH-nivå
2	Hög alkalinitet	60–180	> 6,0	
3	Måttlig alkalinitet	30–60	5,5–7,5	Otillräcklig alkalinitet för att i framtiden ge en stabil och acceptabel pH-nivå i område med kraftigt syranedfall
4	Låg alkalinitet	10–30	5,0–6,0	Otillräcklig alkalinitet för att ge stabil och acceptabel pH-nivå
5	Mycket låg alkalinitet	< 10	< 6,0	Alkaliniteten ger oacceptabel pH-nivå

Biocellens lakvatten håller enligt figur 41 ett pH-värde på cirka 7,5 och koncentrationen av vätekarbonat låg mellan 1996 och 2001 aldrig under 2000 mg/L. Enligt Naturvårdsverkets bedömning har biocellen med det mycket god buffringsförmåga och borde således kunna motstå försurning under en lång tid framöver. Det är emellertid viktigt att med jämna mellanrum mäta halten av vätekarbonat för att direkt kunna identifiera eventuella förändringar i alkalinitet.

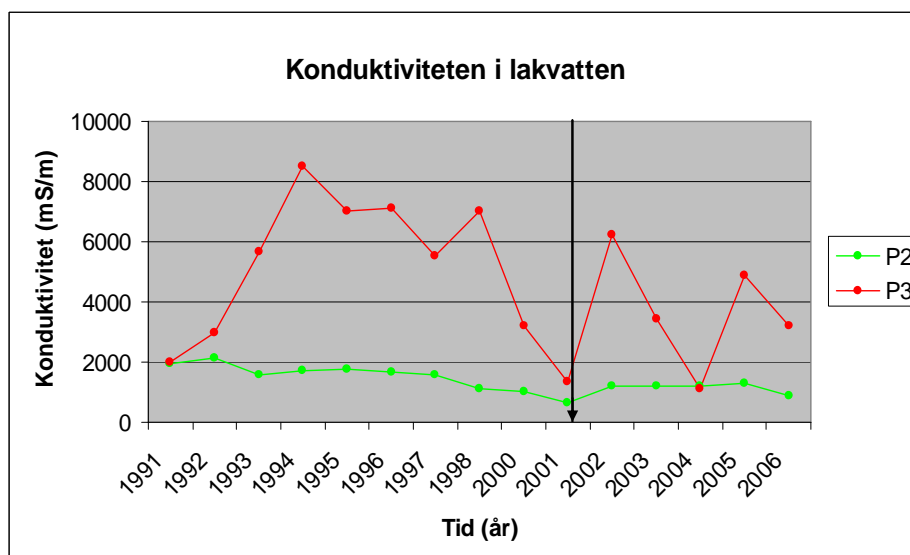
För specialcellen låg den lägsta uppmätta koncentrationen av vätekarbonat på 180 mg/L och pH ligger runt 6. Enligt Naturvårdsverkets bedömning är med det buffringsförmågan något mer instabil för specialcellen och en försurning, till följd av till exempel infiltration av surt regn, skulle kunna medföra en pH-sänkning och med det ökad mobilitet av vissa metaller.

11.2.3 Konduktivitet och klorid

Konduktiviteten ger ett mått på halten lösta salter i vatten och det finns ett samband mellan hög konduktivitet och stor andel deponerad aska och slagg.[15] Figur 43 och 44 visar resultatet från mätningar av kloridhalt och konduktivitet under 1991-2006.



Figur 43. Kloridhalt i lakvatten.



Figur 44. Konduktivitet i lakvatten.

Bio- och specialcellen uppvisar stor skillnad i såväl kloridhalt som konduktivitet där specialcellen uppvisar högst halter både avseende klorid och konduktivitet.

I salt havsvatten ligger kloridhalterna i snitt runt 2 % vilket motsvarar 20 g per liter. I lakvattnet från specialcellen uppgår, enligt figur 43, kloridhalterna som mest till 60 g per liter vilket är högre än i saltvatten, i snitt ligger dock kloridhalterna i specialcellen på samma nivå

som havsvatten. Vad gäller biocellen noteras den högsta observerade kloridhalten till 30 g/L, vilket motsvarar nivån i havsvatten. Emellertid ligger halterna i övrig betydligt lägre, på cirka 5 g/L.

I både bio- och specialcellen kan en trend till neråtgående kloridhalter de senaste åren urskiljas. Värt att påpeka här är dock att eftersom recipienten i det här fallet utgörs av havsvatten (Öresund) så spelar kloridhalten inte en avgörande roll i fråga om negativ påverkan i omgivande miljö.

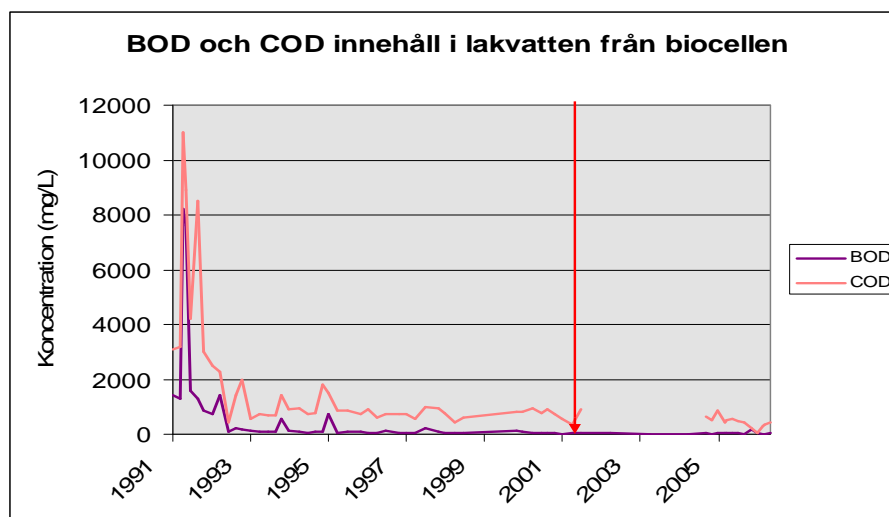
Sedan infiltrationens början har konduktiviteten i lakvatten från specialcellen börjat fluktuera och en svagt neråtgående trend kan anas enligt figur 44. Lakvattnet från biocellen uppvisar, som diskuterades i kapitel 10.2.2, initialt en ökning i konduktivitet till följd av infiltrationen. Därefter håller sig konduktiviteten emellertid på en jämn nivå och verkar inte påverkas av fluktuationerna i specialcellen.

11.3 Näringsämnen

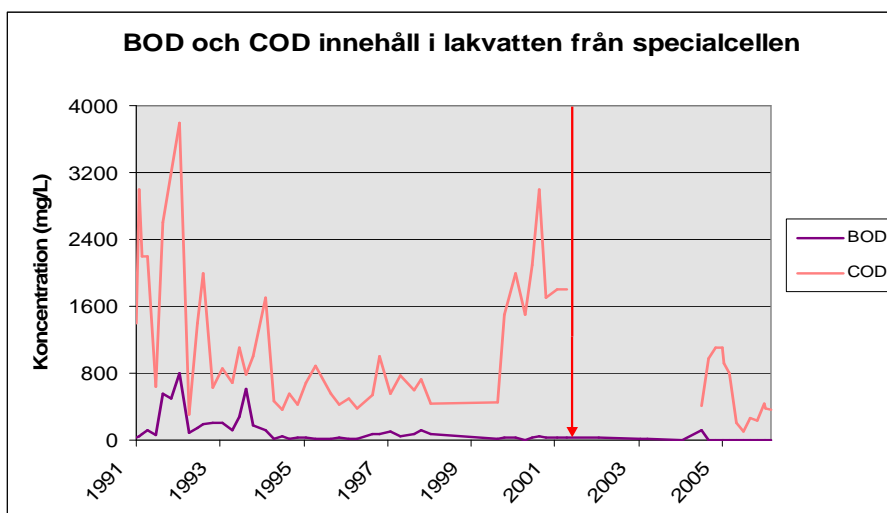
Näringsämnen som kol, fosfor och kväve kan vara goda indikatorer på rådande förhållanden i en deponi. Under deponins faser bryts framförallt organiskt material ned men kväve och fosfor är viktiga tillskott för att mikroorganismerna ska kunna tillväxa. Tidigare belystes även vikten av organiskt kol för inbindningen av metaller. Här ges resultaten från mätningar av näringsämnen i bio- och specialcellen.

11.3.1 Kol

Vanligen mäts halten organiskt material som BOD eller COD. I de följande två figurerna redovisas resultatet av mätning av COD och BOD för bio- och specialcell. Mätdata för COD under 2002-2004 saknas och därför är denna linje avbruten för både specialcell och biocell. Värdet för 1999 saknas för både BOD och COD vilket tydligast märks i diagrammet med BOD/COD kvot.



Figur 45. BOD och COD i lakvatten från biocellen.



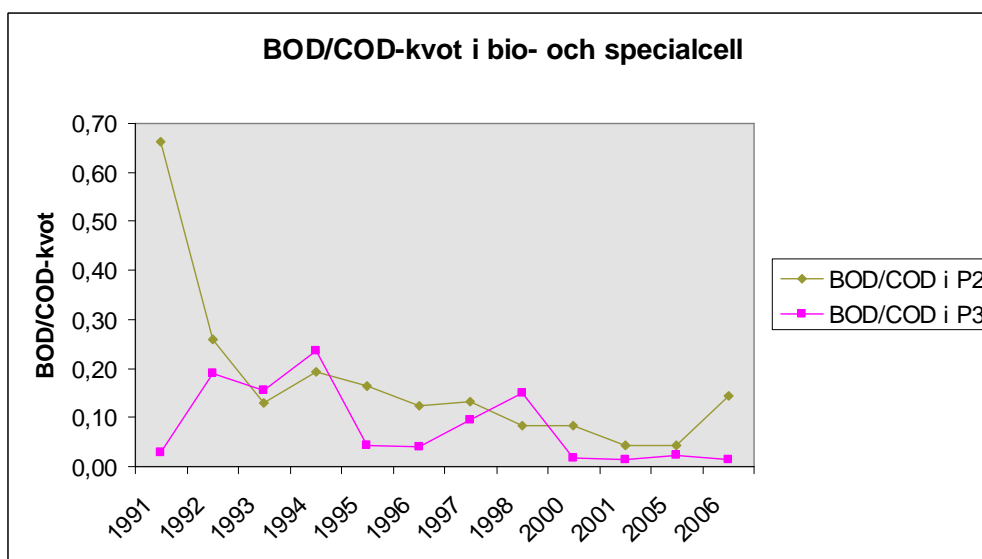
Figur 46. BOD och COD i lakvatten från specialcellen.

Som synes i figur 45 och 46 uppvisar lakvattnet från biocellen generellt högre halter organiskt material än specialcellen. Detta kunde anas eftersom den förbränningsrest som deponerats i specialcellen i huvudsak består av oorganiska ämnen och mycket svårnedbrytbart organiskt material.

Specialcellens COD-halter är cirka tre gånger lägre än i biocellen. När halten av COD i biocellen sjunkit kan det konstateras att halterna är i princip desamma i de bägge cellerna och generellt ligger under 2000 mg/L. Detta indikerar att biocellens lakvatten, med avseende på COD inte borde påverkas av infiltrationen. Mätdata för COD under 2002-2004 saknades men de senaste mätvärdena uppvisar ingen ökning.

Den lättnedbrytbara fraktionen av organiskt material mäts som BOD och enligt figurerna gick nedbrytningen i bägge cellerna så snabbt att stabila, låga nivåer nåddes redan efter ett par år.

För att kunna avgöra vilken fas cellerna befinner sig i, konstrueras diagram med avseende på förändring i BOD/COD-kvot. Kvoten baseras på medelvärden för BOD och COD som beräknats för varje år. Resultatet åskådliggörs i figur 47.



Figur 47. BOD/COD-kvot i lakvatten från bio- och specialcell.

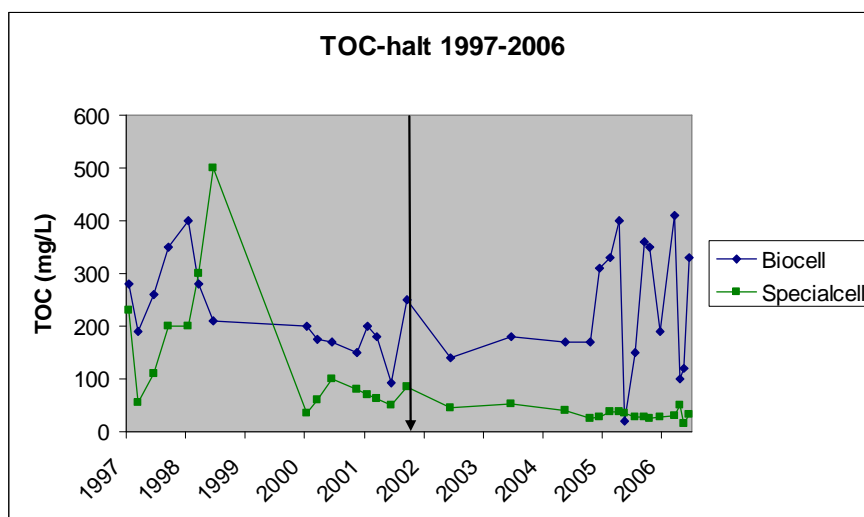
Trenden i BOD/COD-kvot i lakvattnet från biocellen är tydligt neråtgående. Initialt är kvoten hög, vilket tyder på att biocellen befinner sig i fas II, det syrabildande steget. Kvoten sjunker inom ett par år till under 0,2 och fortsätter sedan att sjunka. Detta indikerar att metanbildningen är igång och att biocellen går mot att bli stabilt metanogen.

En ökning av BOD/COD-kvot kan dock under 2006 noteras i biocellen. Vid en kontroll av mätdata observeras att BOD-halten under 2006 vid ett mättilfälle är den högsta som uppmätts sedan 1997. Detta kan bero på ett mätfel men även på processer i deponin som frigjort lättnedbrytbart material som tidigare legat isolerat och torrt, till exempel till följd av hård kompaktion.

I specialcellen ser trendkurvan något annorlunda ut. Kvoten överstiger aldrig 0,3 och enligt teorin borde specialcellen således befinna sig i den metanproducerande fasen. Som nämnts tidigare måste specialcellen ses som ett specialfall eftersom den i stor utsträckning lastats med askor och slagg, som generellt inte innehåller lättnedbrytbart organiskt material. Vid en granskning av mätdata konstateras att redan initialt låg BOD-halterna i specialcellen 10-100 gånger lägre än i biocellen.

Från år 2000 har BOD/COD-kvoten i både special- och biocell varit mycket låg och det finns inget som tyder på att infiltrationen från specialcellen i biocellen har bidragit till ökningen under 2006 i biocellen.

Vikten av tillgång på löst organiskt kol för metallernas uppträdande och fastläggning har belysts åtskilliga gånger i arbetet. SYSAV har sedan 1997 gjort regelbundna mätningar av TOC-halten. Visserligen svarar inte denna halt mot enbart löst organiskt kol men TOC kan ändå vara en användbar parameter. Resultatet från mätningarna presenteras i figur 48.

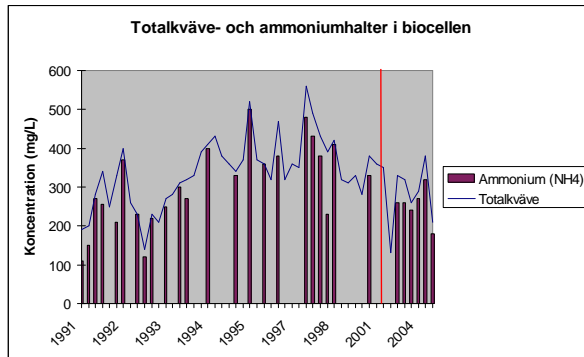


Figur 48. TOC-halt i lakvatten från bio- och specialcell.

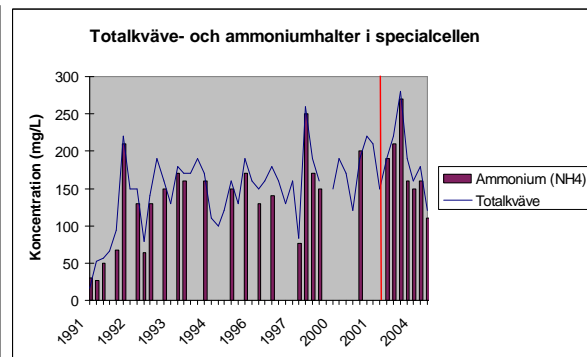
Figuren visar att totalhalten av organiskt kol generellt är högre i biocellen än i specialcellen, vilket även framgick vid jämförelse av figur 45 och 46. I specialcellen ligger halterna på en låg och jämn nivå medan biocellen uppvisar större variationer, framförallt från och med 2005. Eftersom en sänkning i TOC-halt kan medföra en accelererad lösningsgrad av metaller bör trenden följas upp och kontrolleras även framöver.

11.3.2 Kväve

Eftersom bakterier som omvandlar kväve kräver speciella miljöer kan kväve vara en god indikator för vilka förhållanden som råder i cellerna. I figur 49 och 50 har den totala kvävehalten jämförts med ammoniumkväve.



Figur 49. Total-N och NH_4^+ i biocellen.



Figur 50. Total-N och NH_4^+ i specialcellen.

Bägge figurerna visar att halten av ammoniumkväve ligger mycket nära den totala uppmätta kvävehalten. Detta är en tydlig indikator på att anaeroba förhållanden råder i cellerna. Om syre funnits tillgängligt hade nämligen ammoniumkvävet omvandlats till nitrat.

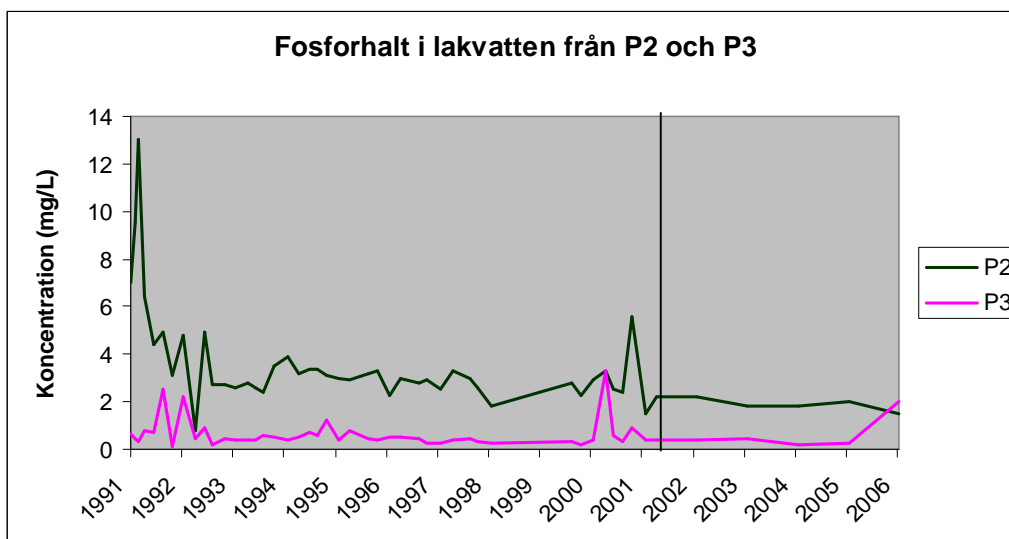
Kvävehalterna är något högre i biocellen än i specialcellen och ännu syns ingen trend till att lakvattnet från biocellen skulle påverkas, med avseende på kväveinnehåll, av det infiltrerade lakvattnet från specialcellen.

Eftersom kväve anses vara ett övergödande ämne i vatten och ammoniumkväve är den mest tillgängliga formen för upptag finns krav på utsläpp av kväve från reningsverk. Gränsen går vid 15 mg/L och i figurerna kan vi se att det gränsvärdet överskrids med råge. Detta är i dagsläget inget problem eftersom lakvattnet pumpas till Sjölunda reningsverk där nitrifiering och även denitrifiering sker.[40]

11.3.3 Fosfor

Fosfor är på samma sätt som kväve ett ämne som kan verka övergödande. Dock förekommer inga gasformiga föreningar av fosfor i dess kretslopp utan flödet sker mellan land och vatten. Detta får följden av att omloppstiden för fosfor blir lång och att brist av fosfor hos landlevande biota kan uppstå. För att lösa detta problem finns det idag tekniker för att extrahera ut fosfor från slam i reningsverken så att fosfor kan återföras till jordbruket.

Eftersom lakvattnet från cellerna på Spillepeng renas i Sjölunda reningsverk och fosfor i lakvattnet således hamnar i slammet där är det intressant att undersöka halterna i lakvattnet. Detta åskådliggörs i figur 51.



Figur 51. Fosforhalt i lakvatten från bio- och specialcell.

Fosforhalterna i lakvatten är generellt högre i biocellen än i specialcellen. Trenden av fosfor i biocellen liknar den för BOD med initialt höga värden som stabiliseras efter några år. Inte heller här verkar det utgående vattnet från biocellen påverkas av det extra tillskottet från specialcellen.

Det senaste året kan en viss ökning av fosfor i specialcellens lakvatten urskiljas och denna ökning kan komma att ge utslag i vid framtida mätningar. Som nämndes innan är fosfor emellertid ett tillväxtbegränsande ämne och så länge balans råder i biocellen ger det extra tillskottet inte högre halter i utgående vatten från biocellen utan fosfor används för tillväxt av mikroorganismer.

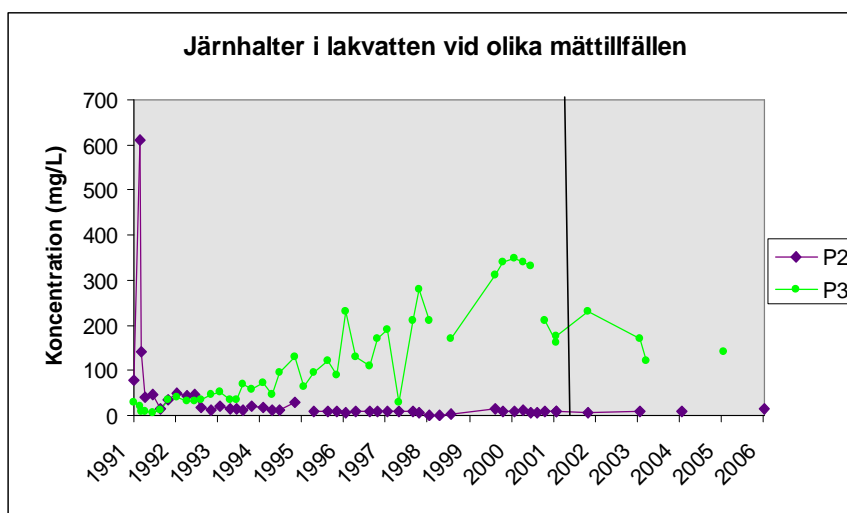
För reningsverk ligger gränsen för fosforutsläpp på 0,3 mg/L och förutom några toppar skulle lakvattnet från specialcellen klara detta krav. Biocellens lakvatten ligger som sagt högre men eftersom vattnet renas i Sjölunda är detta inget problem idag.[40] Vidare visar undersökningar att det är kväve och inte fosfor som är det tillväxtbegränsande ämnet i Öresund.[15]

11.4 Metaller

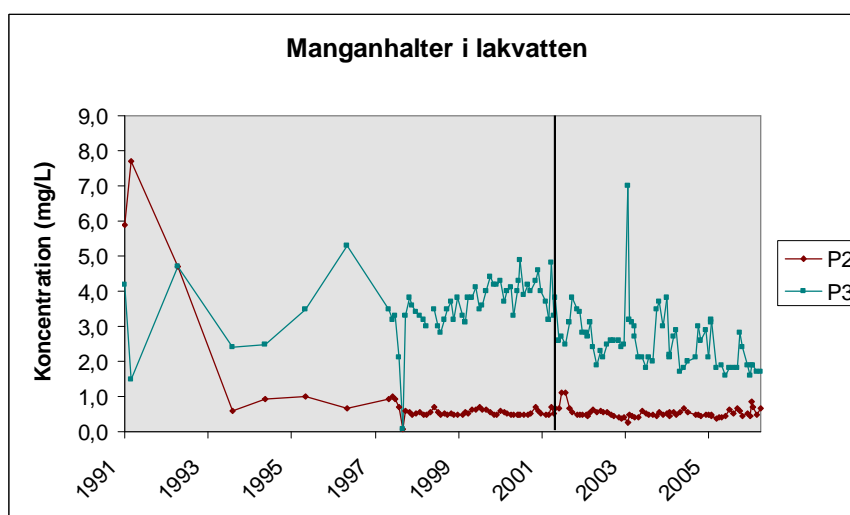
De metaller som har analyserats av SYSAV är samma metaller som finns beskrivna i kapitel 7. Alla metallhalter är uppmätta som månadsprov, det vill säga att de är proportionella mot flödet under den månaden. Metallerna kategoriseras här utifrån sitt uppträdande vid olika förhållanden såsom pH och redoxpotential (se tabell 3).

11.4.1 Järn och Mangan

Järn och mangan skiljer sig från de andra metallerna då deras mobilitet ökar under reducerande förhållanden. I den miljö som råder i cellerna borde alltså mangan och järn vara tämligen lätttrörliga. Figur 52 och 53 visar resultatet av de uppmätta värdena.



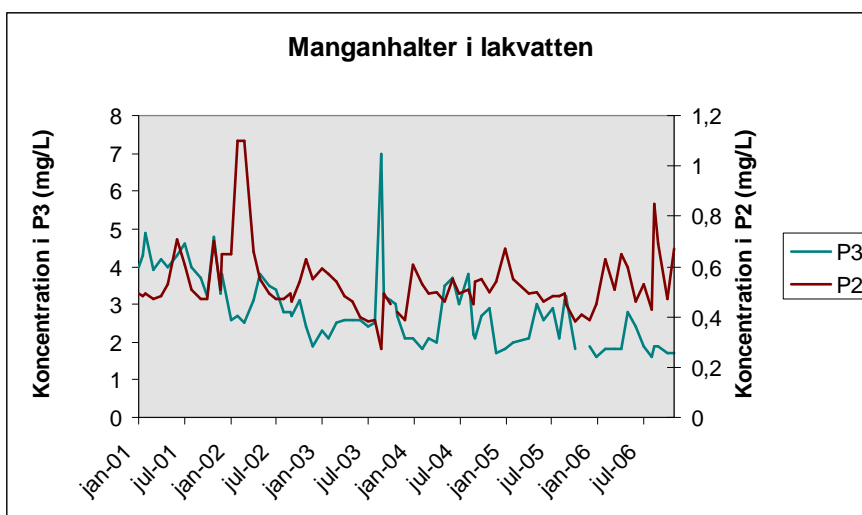
Figur 52. Järnhalter i lakvatten från biocell och specialcell.



Figur 53. Manganhalter i lakvatten från biocell och specialcell.

För både järn och mangan gäller att halterna generellt sett är högre i lakvatten från specialcellen än från biocellen. Halterna av järn har sedan infiltrationens början mätts vid olika tillfällen och dessutom väldigt sällan i bio- och specialcellen. Detta gör att inga säkra slutsatser om påverkan av det infiltrerande lakvattnet kan dras.

Efter infiltrationens början kan en topp i manganhalt utläsas vid det följande mättillfället i biocellen. Detta indikerar att en viss påverkan på utgående lakvatten från biocellen skett. För att enklare kunna identifiera eventuell påverkan av lakvattnet från specialcellen konstrueras ett diagram med två y-axlar. Manganhalterna i biocellens lakvatten återfinns på den högra axeln. Resultatet visas i figur 54.



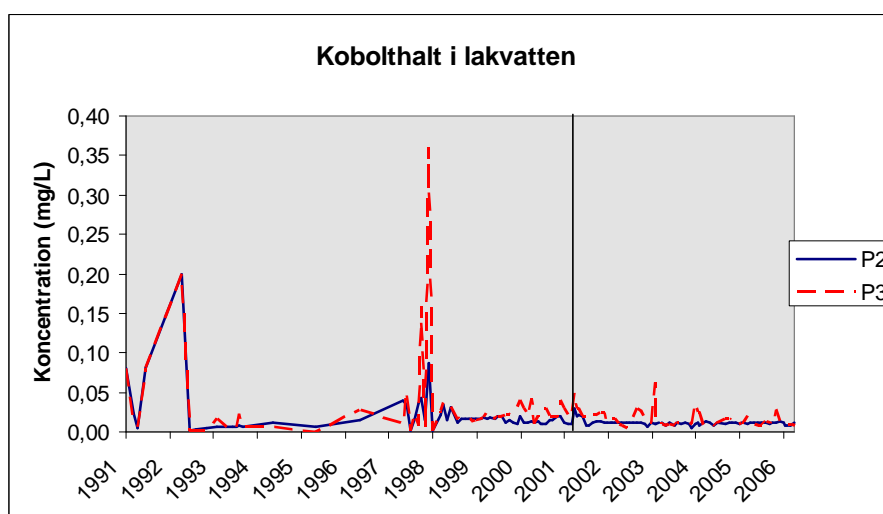
Figur 54. Förändring i manganhalter från 2001.

I figur 54 syns tydligt den topp som identifierades redan i figur 53. Dock återspeglas inte den topp som urskiljs i specialcellen i juli 2003 i biocellen. Figuren visar också att manganhalterna i de bägge cellerna följer ett liknande mönster med en viss förskjutning i tiden. Manganhalterna i biocellen ligger efter infiltrationen på cirka 0,4 mg/L medan halterna i specialcellen är runt 3 mg/L. Detta indikerar att ingen påverkan på biocellens lakvatten har skett.

Eftersom specialcellens vatten utgör en tredjedel av den producerade mängden sker en utspädning med en faktor 3 av specialcellens lakvatten. Skulle biocellens lakvatten ha påverkats skulle halterna i utgående vatten således ha hamnat på cirka 1 mg/L och så är inte fallet. Därför är slutsatsen om att det inte sker någon påverkan i fråga om mangan rimlig.

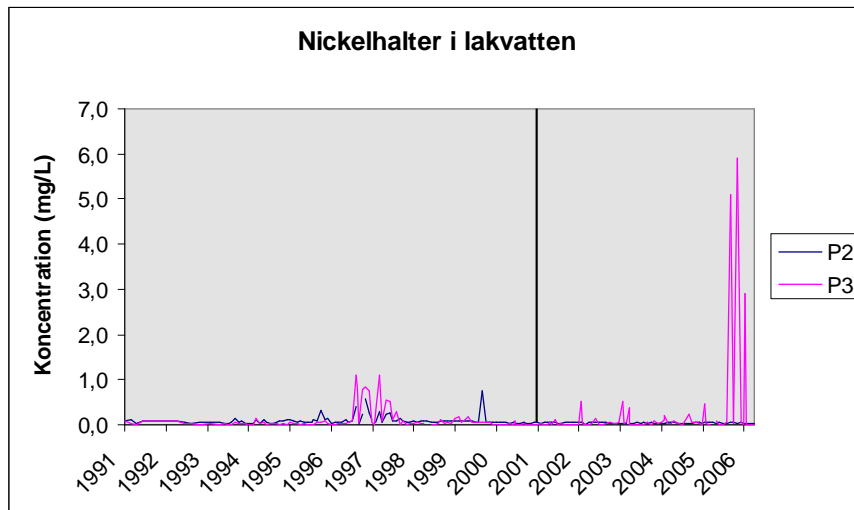
11.4.2 Kobolt, Nickel, Zink

I kapitel 6 nämndes att kobolt, nickel och zink har många likheter beträffande markkemiska egenskaper och därför behandlas de här under samma rubrik. Resultatet från mätningarna finns presenterade i figur 55-57.



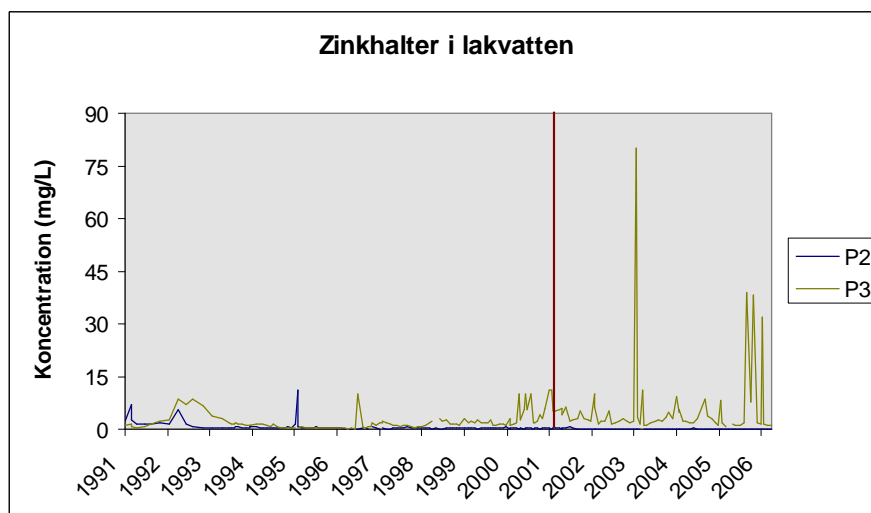
Figur 55. Kobolthalter i lakvatten från bio- och specialcell.

Kobolthalten i både biocellen och specialcellen har sedan 1993 varierat mellan 0,0005 och 0,05, I specialcellen uppträdde under 1998 dock två toppar på 0,16 och 0,36 mg/L vardera. Vad dessa toppar kan bero på är svårt att avgöra. Kobolt är en metall som det inte gjorts så många undersökningar kring och dess uppförande och egenskaper är ringa kända. Efter infiltrationens påbörjan kan ännu ingen antydning till ökade kobolthalter i biocellens lakvatten noteras.



Figur 56. Nickelhalter i lakvatten från biocell och specialcell.

Nickelhalterna i både bio- och specialcellen ligger generellt i storleksordningen 0,02-0,2 mg/L. Under det senaste året kan dock tre toppar varav den högsta uppgår till 5,9 mg/L observeras i specialcellen. Eftersom detta vatten infiltreras i biocellen finns en risk att biocellens lakvatten framöver kommer uppvisa något förhöjda nickelhalter.



Figur 57. Zinkhalt i lakvatten från bio- och specialcell.

Liksom för nickel och kobolt visar sig zinkhalterna i bägge cellernas lakvatten följa i princip samma trend och variera inom samma intervall med något högre halter i specialcellen. Precis som för nickelhalterna visar mätningar av zinkhalten i lakvatten från specialcellen toppar under 2006. Då uppgick zinkhalterna till över 30 mg/L vid tre mättillfällen. Mättillfällena då höga zinkhalter upptäcktes sammanfaller med de mättillfällen då höga nickelhalter

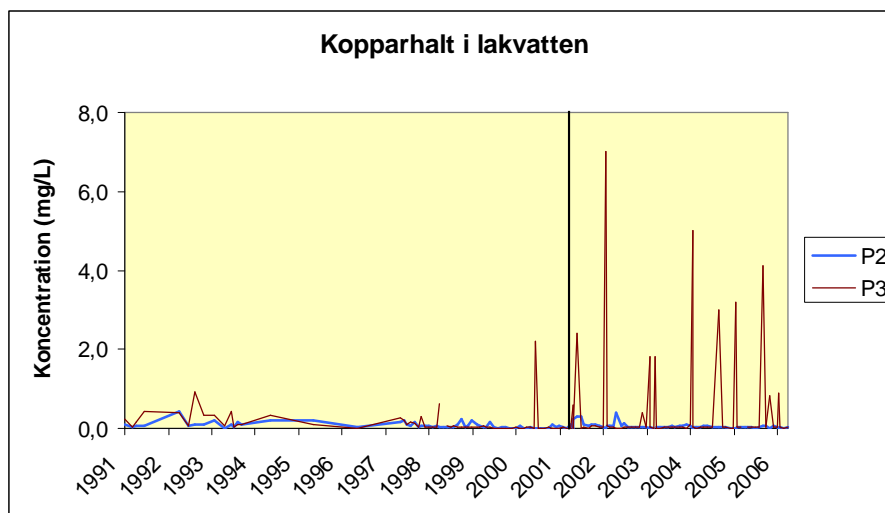
observerades. Detta stärker resonemanget att nickel och zink uppträder i princip på samma sätt vid en förändring i miljön. Denna slutsats kan däremot inte inkludera kobolt.

Zinkhalterna i lakvatten från biocellen bör under den närmsta tiden följas upp för att kunna detektera eventuell påverkan av de noterade topparna under 2006.

I figur 57 syns även en hög topp i slutet av 2003 då hela 80 mg zink/L uppmättes i specialcellens vatten. Provrresultaten från denna mätning klassades som ”konstiga” varpå ett extra provtillfälle sattes in. Som synes i figuren var zinkhalten då betydligt lägre.

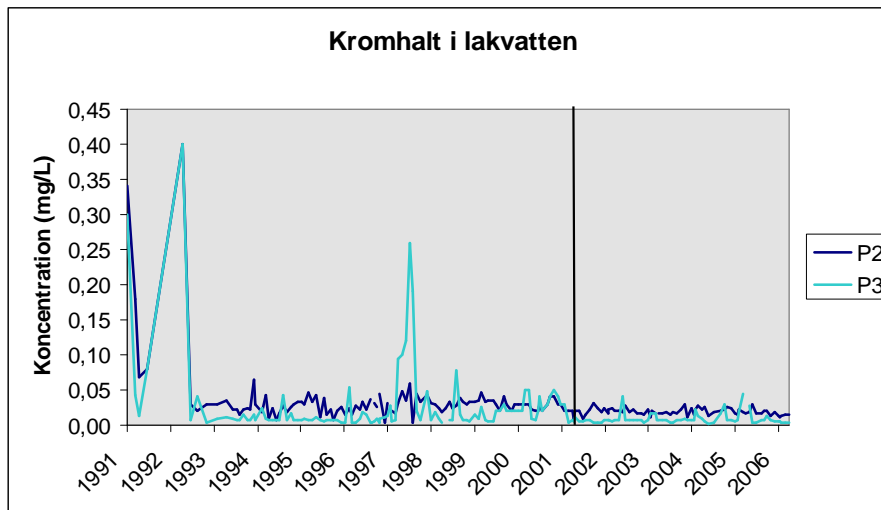
11.4.3 Koppar och Krom

Även om koppar och krom kanske inte är de metaller som är mest lika i sitt uppförande så redovisas de tillsammans här eftersom de är relativt extrema. Koppar är förutom kvicksilver den metall som uppvisar högst affinitet för organiskt material och krom är en förening som även i relativt sura miljöer förefaller immobil. Resultat från mätningarna visas i figur 58 och 59.



Figur 58. Kopparhalt i lakvatten från biocell och specialcell.

Fram till infiltrationens början ligger kopparhalterna i lakvatten från både biocell och specialcell på en jämn nivå. Därefter kan ett antal toppar i lakvattnet från specialcellen observeras. De tre senaste topparna sammanfaller med de mättillfällena då även höga nickel och zinkhalter observerades.

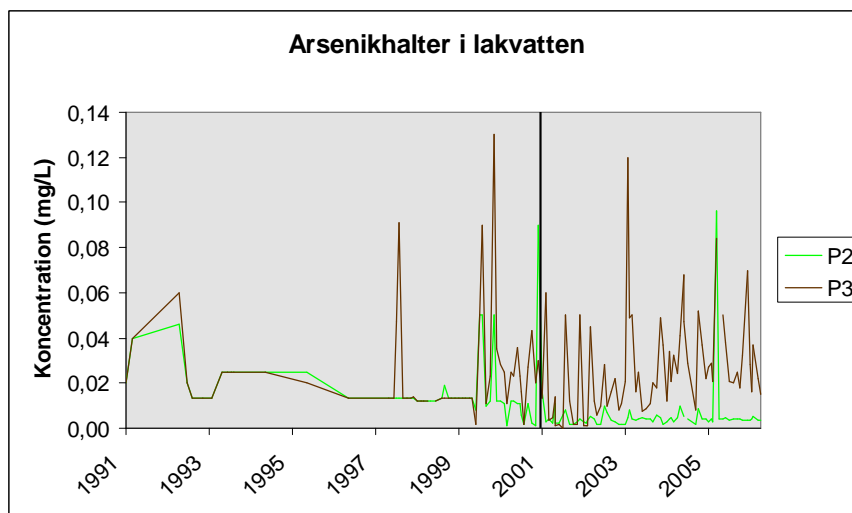


Figur 59. Kromhalt i lakvatten från P2 och P3

Till skillnad från resultaten i figur 58 uppvisar mätningarna av kromhalter toppar under cellernas första år. Förutom en topp 1998 håller sig halterna av krom i lakvatten från både biocell och specialcell runt 0,3 mg/L. Haltvariationerna är störst i specialcellen men sedan infiltrationens början kan ingen trend till ökad kromhalt i biocellens lakvatten påvisas.

11.4.4 Arsenik, Bly, Kadmium och Kvicksilver

Under denna rubrik presenteras de fyra tungmetaller som anses vara de största hoten mot omgivande miljö. Figurerna 60-63 visar resultaten från provtagningar av dessa metaller.



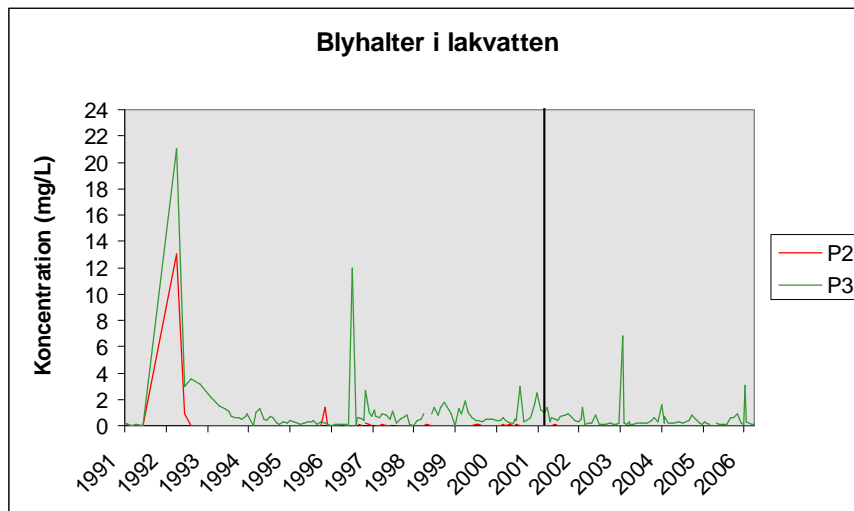
Figur 60. Arsenikhalt i lakvatten från biocell och specialcell.

Figur 60 visar att halterna av arsenik sedan 1999 fluktuerar kraftigt. De starkaste variationerna uppmäts i lakvatten från specialcellen men även i biocellen förekommer variationer.

Variationerna i specialcellen har fortsatt sedan infiltrationens början och i biocellen noteras i slutet av 2005 en topp på 0,096 mg/L. Denna topp sammanfaller inte med någon av de ovan nämnda topparna för nickel, zink eller koppar.

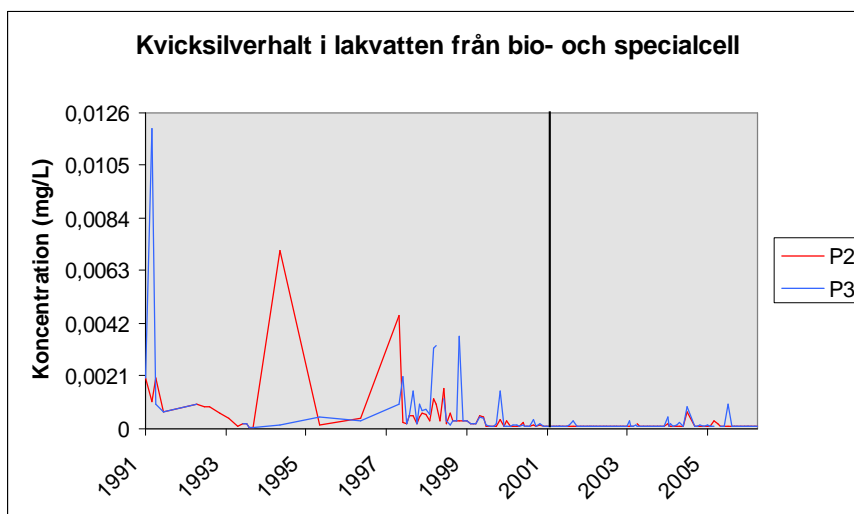
Arsenikhalterna i specialcellen ligger vid en jämförelse av data cirka en tiopotens högre än i biocellen och toppvärdet på 0,96 mg/L i biocellen motsvarar cirka tio gånger så hög halt som

tidigare resultat. Detta kan vara en indikation på att det extra tillskottet av arsenik som tillförs biocellen kan lakas ut och ge förhöjda halter i lakvattnet.



Figur 61. Blyhalter i lakvatten från bio- och specialcell.

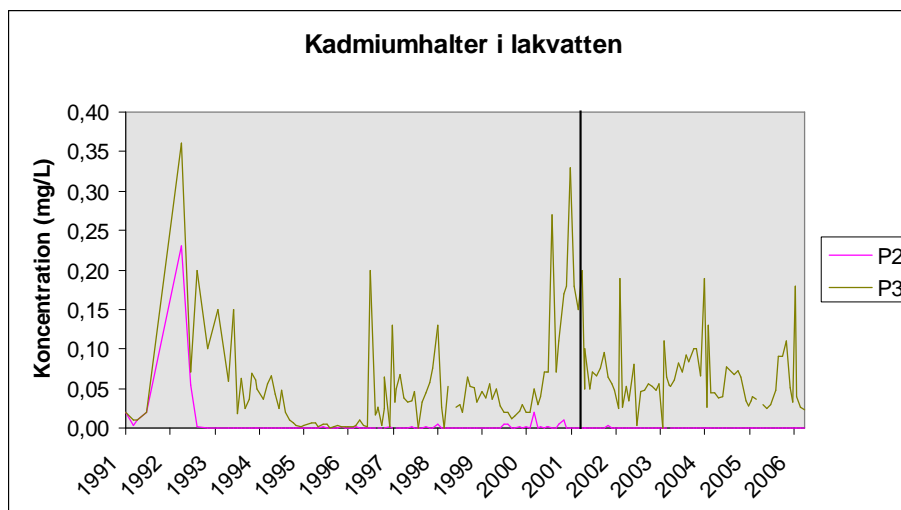
Liksom metallerna järn, mangan, kobolt, krom och i viss mån även arsenik uppvisar bly initialt höga halter i lakvatten från både biocellen och specialcellen. Blyhalterna har sedan 1993 hållits jämna och låga i biocellen och halterna i specialcellen uppvisar, bortsett från enstaka toppar, inga tendenser till att öka eller minska. Infiltrationen från specialcellen tycks inte ha påverkat biocellens lakvatten i fråga om blyhalt.



Figur 62. Kvicksilverhalt i lakvatten från biocell och specialcell.

Kvicksilverhalterna är i specialcellen initialt höga men sjunker dramatiskt redan under det första året som prover togs. I biocellen kan två toppar urskiljas, en i början av 1995 och en i slutet av 1997. Halterna som uppmättes då var betydligt högre än motsvarande halter i specialcellen. Observera att infiltrationen ännu inte hade startat då.

Mellan 1998-1999 uppstod en fluktuation av kvicksilverhalterna i specialcellens lakvatten men efter det kan inga direkta toppar urskiljas i vare sig specialcell eller biocell. Infiltrationen uppfattas inte heller avseende kvicksilverhalten ha påverkat det utgående lakvattnet från biocellen.



Figur 63. Kadmiumhalt i lakvatten från bio- och specialcellen.

I både biocellen och specialcellen uppvisar kadmium initialt höga halter i utgående lakvatten. Därefter stabiliseras halterna i biocellen medan halterna i specialcellen fortsätter att fluktueras. Det finns inget enhetligt mönster i variationerna men än så länge tycks inte lakvattnet från biocellen ha påverkats negativt av infiltrationen och med den extra tillskottet av kadmium.

11.5 Jämförelse med andra lakvatten och riktlinjer

För att ge en bild över hur föroreningsgraden i de två undersökta lakvattenströmmarna på Spillepeng ser ut görs här en jämförelse mellan halterna i bio- respektive specialcell och rapporterade värden från deponier som befinner sig i syrabildande eller metanogen fas. Dessutom presenteras några av de värden som finns i bilaga 4, "Kanadensiska riktlinjer för när ytvatten klassas som förorenat". Denna jämförelse är intressant eftersom det ger en indikation på hur kontaminerat lakvattnet är i förhållande till kriterierna för ytvatten.

Som synes i de tidigare presenterade figurerna varierar halterna av vissa metaller mycket och därför utgör värdena i tabellen ett medelvärde. Medelvärdet är räknat från dess att infiltrationen började (2002) och alla halter är omräknade till mg/L.

Tabell 6. Jämförelse mellan tidigare rapporterade värden i för lakvatten [7] och rådande situation på Spillepeng. Även kanadensiska riktlinjer för förorenat ytvatten redovisas, se bilaga 4 för fullständig tabell.

Metall	Biocell	Specialcell	Syrabildande	Metanogen	Kanada
Fe	9,2	165	780 [5]	15 [5]	-
Mn	0,53	2,56	470 [5]	180 [5]	-
Co	0,011	0,015	0,055	0,055	-
Ni	0,042	0,287	0,42	0,17	0,15
Zn	0,077	5,97	5 [5]	0,6 [5]	0,02
Cu	0,055	0,506	0,13	0,13	0,004
Cr	0,019	0,010	0,130	0,090	0,02
As	0,005	0,027	0,024	0,034	0,05
Pb	0,004	0,492	0,28	0,20	0,001
Cd	0,0004	0,062	0,02	0,015	0,00001
Hg	0,0001	0,0001	0,0004	0,0002	0,0001

Enligt tabellen överskrider lakvattnet från biocellen de kanadensiska riktlinjerna för zink, koppar, bly och kadmium, dessa värden är därför rödmarkerade i tabell 6. Koppar och kadmium är de metaller vars halter överskrider riktvärdet i störst utsträckning. Om däremot de utgående metallhalterna i biocellen jämförs med tidigare rapporterade halter i ett lakvatten från en deponi som befinner sig i metanogen fas kan det konstateras att lakvattnet från biocellen innehåller förhållandevis låga halter.

Genom att recirkulera biocellens lakvatten, se förutsättningarna för detta i kapitel 10.3, kan lakvattenkvaliteten förbättras och förhoppningsvis kan metallhalterna hamna under de gränsvärden som satts. Detta skulle innebära en stor miljövinst men även en ekonomisk vinst då SYSAV inte längre behöver pumpa lakvattnet till Sjölanda reningsverk för rening. Observera att detta resonemang enbart gäller för metallhalterna och som tidigare nämnts överskrider kvävehalterna de gränsvärden som satts på utsläpp från reningsverk.

Specialcellen befinner sig enligt tabell 6 någonstans på gränsen mellan syrabildande och metanogen fas, vilket även konstaterats då pH studerades. Viktigt att beakta här är att för de metaller som överskred det kanadensiska gränsvärdet i biocellen är halterna avsevärt högre. Vad gäller bly är halten mer än 100 gånger högre i specialcellen än i biocellen. Detta belyser i hög grad vikten av specialcellens lakvatten behandlas med avseende på metaller.

Värt att notera i tabell 6 är att arsenikhalterna som rapporterats från tidigare studier är högre i det metanogena lakvattnet än i det syrabildande. Detta visar att antagandet om att mobiliteten av arsenik ökar då pH ökar stämmer. Följden blir att arsenik är den metall som är viktigast att kontrollera då ett lakvatten med lägre pH infiltreras i en mer alkalisk miljö.

Trots att miljön i biocellen är mer reducerande än i specialcellen verkar inte denna skillnad påverka mobiliteten av järn och mangan i lika hög utsträckning som en förändring i pH. Detta eftersom att de högsta järn- och manganhalterna uppmäts under den syrabildande fasen enligt tabell 6.

12. Sammanfattande diskussion

Deponering har länge varit den i särklass vanligaste bortskaffningsmetoden för avfall. I takt med att det ställs högre miljökrav på avfallshanteringen minskar deponeringens roll men även ett bra tag framöver kommer avfall att deponeras. För att möta de krav som ställs på deponering framöver måste verksamhetsutövaren vara medveten om de risker som omgärdar deponeringsförfarandet.

Avfallet som läggs på deponi kan vara av mycket komplex karaktär och således är beräkningar och antaganden kring deponier och deponering förenat med stora svårigheter och utmaningar. Detta leder till att förenklingar och antaganden måste göras, vilket poängterats åtskilliga gånger i denna rapport.

Den sammanfattande diskussionen delas nu upp i två delar. Först diskuteras de hydrologiska förutsättningarna och de hydrauliska beräkningarna på anläggningen. Därefter följer en diskussion rörande de kemiska parametrarna, framförallt med fokus på de analyserade metallerna.

12.1 Hydrologi och hydraulik

Idag infiltreras allt lakvatten som producerats i specialcellen på SYSAVs anläggning i biocellen. Tillsammans med den nederbörd som infiltrerar utsätts biocellen för en nettoinfiltration. Denna infiltration återspeglas i de lakvattenmängder som produceras i biocellen. Detta förklaras bäst med att biocellen är så gammal att vattenförvaringspotentialen är låg och därmed kan ett antagande om att biocellen är vattenmättad antas gälla. Detta innebär att alla porer är vattenfyllda och i och med det står mängden infiltrerat vatten i direkt relation till de uppsamlade mängderna lakvatten.

Uppehållstiden av vatten i biocellen är viktig inte minst för att de metanogena bakterierna ska hinna tillväxa. Om uppehållstiden är för kort finns en risk för ursköljning av biomassa och med det minskar nedbrytningen i cellen. Från tidigare studier kan det konstateras att uppehållstiden bör vara cirka en månad. Givetvis är det viktigt att jämföra förutsättningarna i föreliggande studie innan resultaten implementeras i praktiken. Till exempel är temperaturen en viktig faktor att ta hänsyn till då många mikroorganismers aktivitet är beroende av temperaturen.

Vid modellering av vattnets uppehållstid framkom att tiden påverkades dels av porositeten i biocellen och dels av mängden infiltrerande vatten. Porositeten och uppehållstiden följer ett linjärt samband där en ökning av en procent i porositet motsvarar en ökning i uppehållstid med cirka en månad. Gällande infiltrationshastigheten minskade uppehållstiden med ökande infiltration, vilket är helt logiskt. Dessutom konstaterades att när infiltrationen blivit tillräckligt hög var inte minskningen i uppehållstid lika markant som vid låg infiltrationshastighet. Detta antyder att en ökning i infiltrationshastighet utan drastisk påverkan på uppehållstiden skulle kunna ske.

Vilken porositet som råder i biocellen kan vara svårt att fastställa och inledningsvis sattes porositeten vid beräkningarna i detta arbete till 35 %. Säkert är att biocellen i verkligheten inte är så homogen som vi ansätter vid modellering och beräkningar och detta medför att porositeten förmodligen varierar inuti biocellen. Efter att ha studerat mätdata avseende konduktiviteten under infiltrationens början kunde konstateras att den sammanlagda porositeten snarare ligger på cirka 10 %. Värt att notera är att porositetens storlek även påverkas av antagandet om kanalströmning. Detta diskuteras härnäst.

I det här arbetet antogs kanaleffekterna utgöra 20 % av det infiltrerande vattnet och denna siffra är belagd med stor osäkerhet. Eftersom biocellen är nästan 20 år gammal finns anledning att tro att de egentliga kanaleffekterna är något lägre, detta eftersom studier visat att kanaleffekterna är mer uttalade i unga deponier. Följden av att kanaleffekterna är lägre blir en kortare uppehållstid för det vatten som strömmar i kanaler och med det finns en risk för ursköljning.

Mängden infiltrerat vatten i biocellen har varierat mycket och värden mellan 18 och 275 m³ per dygn rapporterades under 2005-2006. Detta får till följd att uppehållstiden för vattnet varierar från år till år, beroende på bland annat nederbördsmängden. En kort uppehållstid kan innebära att vattnet spolas genom biocellen via kanaler vilket medför att ingen rening hinner ske och möjligen kan detta även påverka fastläggningen av metaller då de inte hinner binda in i avfallet utan förs med vattnet via kanalerna. En lång uppehållstid å andra sidan innebär att nedbrytning av näringsämnen och föroreningar och tillväxt av biomassa hinner ske, men innebär samtidigt att en del av de ämnen som bundits in i bulken kan komma att lösa sig till följd av diffusion.

Resultat från de kemiska analyserna visar att det sker en fastläggning av de metaller som tillförs med lakvattnet från specialcellen i biocellen och detta indikerar att den rådande uppehållstiden är lång nog för att denna viktiga retardation ska ske. Vid infiltrationens början låg uppehållstiden runt ett par månader och upp mot ett år och detta får således anses som en optimal uppehållstid för fastläggning av metaller. Det finns på grund av biocellens ålder ingen anledning att tro att några dramatiska förändringar i porositet eller kanalströmning kommer att ske framöver.

Genom att successivt öka belastningen av biocellen, kanske i form av att koppla på ytterligare en lakvattenström, kommer uppehållstiden att minska något. En uppehållstid på cirka två månader kan nås genom att allt lakvatten från biocellen recirkuleras fem gånger innan det släpps ut. På så vis förbättras de nedbrytande processerna i biocellen och med det den utgående lakvattenkvaliteten. Det är dock värt att åter poängtera att resultaten bygger på en rad antaganden om bland annat storlek på porositet och kanalströmning. Dessutom är resultatet baserat på ett medelvärde avseende infiltrationshastigheten. Genom att identifiera och följa en kemisk parameter som är hög i det lakvatten som ska infiltreras, såsom konduktiviteten, kan utvärdering av den nya uppehållstiden göras vid en eventuell ökad hydraulisk belastning på biocellen.

12.2 Kemiska parametrar

När cellerna granskas med avseende på parametrar som COD, BOD, fosfor och kväve är det lakvatten från biocellen som uppvisar de högsta halterna. Biocellen följer i större utsträckning teorin om deponins olika faser, med avseende på förändring i BOD/COD-kvot. Detta beror troligen på att de flesta deponier som ligger till grund för tidigare undersökningar och rapportering innehåller blandat hushållsavfall. På grund av att specialcellen till störst del består av askor och slagg, det vill säga förbränt material, blir förutsättningarna annorlunda framförallt eftersom den ingående halten av lättnedbrytbart material är lägre. För att få till en optimal miljö för de viktiga mikroorganismerna krävs balans mellan näringsämnen. I specialcellen dominerar salter, metaller och onedbrytbart organiskt material och därför kan ingen snabb nedbrytning förväntas.

Både bio- och specialcellen innehåller högre halter av ammoniumkväve än vad som är tillåtet att släppa ut från reningsverk. Ammoniumkvävet utgör vid en jämförelse med totalkväve en stor andel och detta indikerar att anaeroba förhållanden råder i bägge cellerna. Eftersom lakvattnet pumpas vidare till ett reningsverk där nitrifikation och denitrifikation sker, utgör inte de höga ammoniumhalterna något problem. Skulle lakvattnet däremot behöva behandlas på plats måste denna parameter tas i beaktande.

Även om fosforhalterna i lakvatten i viss mån överskrider gränsvärdet för utsläpp från reningsverk utgör denna parameter egentligen inget hot mot recipienten. Detta beror på att det i Öresund är kväve som är det tillväxtbegränsande ämnet och därmed det ämne som styr graden av övergödning. Det finns emellertid andra vinster med att fosfor inte släpps ut i vatten och det handlar då om att fosfor har lång omsättningstid då det väl nått havet vilket gör att fosforbrist på land kan komma att uppstå. Eftersom fosfor binds effektivt i slam på reningsverket vore det önskvärt om detta kunde användas som gödningsmedel på åkermark. Eftersom även metaller kan bindas i slammet är emellertid spridning av detta belagt med en rad risker. En optimal situation där slammet återanvänds kan således bara komma till stånd om halten av metaller och andra miljöstörande ämnen minimeras.

Frågan om vilka mekanismer som ligger bakom den fastläggning av metaller som sker förklaras bäst i termer av pH, redoxpotential, organiskt material och fällning. I biocellen är pH högre än i specialcellen och detta innebär en minskad mobilitet för alla undersökta metaller utom arsenik.

Vad gäller redoxpotential kan ett antagande om att miljön är mer reducerande i biocellen antas då uppmätta parametrar som BOD och COD visar att biocellen tydligt följer de stadier som deponier antas genomgå. Biocellen befinner sig enligt teorierna om deponins faser definitivt i den metanogena fasen och med det är ett antagande om att starkt reducerande förhållanden råder riktigt. Faserna är inte lika uttalade i specialcellen, antagligen beroende på dess låga innehåll av organiskt material och följderna av detta blir att det är svårt att säga precis var specialcellen befinner sig i fråga om redoxpotential, en något mer oxiderande miljö än i biocellen antas dock råda.

En reducerande miljö innebär att alla metaller utom järn och mangan fastläggs mer effektivt än i en oxiderande miljö. Halterna av järn och mangan är vid en jämförelse med andra lakvatten generellt låga och det är därför svårt att säga något om hur tillskottet från specialcellen påverkar biocellen. Vid en betraktelse av resultaten (figur 52 och 53) från mätningarna av järn och mangan kan det konstateras att dessa metaller lakades ut mycket snabbt i bägge cellernas inledande skede. Att ingen påverkan i det utgående lakvattnet från biocellen kan visas idag har troligen sin förklaring i att järn och mangan retarderas i mer alkaliska miljöer och då är det alltså pH som är den mest avgörande faktorn för retardationen av dessa metaller.

Bindningen till humusämnen är framförallt viktig för fastläggningen av kvicksilver och koppar. Eftersom biocellen innehåller högre andel TOC än specialcellen borde dessa metaller hindras effektivt och bindas in i biocellen. Vid en granskning av mätningarna av kvicksilver och koppar kan det konstateras att så är fallet. Det som emellertid är viktigt att ha i åtanke är humusämnenas löslighet och att lösligheten varierar beroende på jordens humifieringsgrad och pH. Detta diskuteras härnäst.

I kapitel 7.2.3 angavs att jordens eller i det här fallet, avfallets humifieringsgrad bestäms av faktorer som syreförhållandena. Eftersom biocellen visar sig väl följa teorin om deponins faser kan ett antagande om att anaeroba förhållanden har inträtt snabbt vara rimligt. Det innebär även att avfallet i biocellen troligen är att klassa som låghumifierat och med det finns en risk att humusämnena löser sig vid pH 7. När pH-kurvan för biocellen i figur 26 granskas konstateras att pH ibland ligger runt 7. Detta kan vara en förklaring till de fluktuationer i TOC-halt som biocellen uppvisar enligt figur 48. Eftersom humusämnena kan föra med sig metaller då de går i lösning är det viktigt att regelbundna mätningar av pH och TOC-halt görs. Genom att koppla ihop pH med TOC kan en trend till lösligheten av humusämnena upptäckas.

Beträffande de fällningar som sker mellan metaller och andra joner kan återigen järn och mangan skiljas ut från de övriga då de i hög utsträckning fälls med hydroxidjoner. Detta förutsätter att pH är högt och en viss tillgång på syre så att hydroxydytor kan utbildas. pH i biocellen är högre än i specialcellen och detta är den bidragande orsaken till den retardation som sker av järn och mangan enligt diskussionen ovan.

Arsenik är den metall vars mobilitet avviker mest jämfört med de andra. Istället för att lösa sig vid låga pH, löser sig arsenik då pH ökar. Dessutom binder arsenik inte till organiskt material. Den topp som noterats i biocellen efter infiltrationens början kan utgöra ett mätfel men kan

också vara en följd av infiltrationen och därför bör arsenikhalterna även fortsättningsvis kontrolleras. Vad gäller arsenik är det även viktigt att redan innan en ny lakvattenström kopplas på kontrollera halterna i denna. Detta eftersom den rådande miljön i biocellen inte är gynnsam för fastläggning av arsenik.

Eftersom metaller lagras i ett avfallsupplag som producerar upp mot 20 000 m³ lakvatten per år måste en diskussion om de framtida riskerna ingå.

I litteraturen omnämns den föreliggande risken som en tidsinställd kemisk bomb. I de modeller över deponier som presenterats ingår en växling från reducerande till oxiderande miljö i takt med att deponin syresätts. I samband med detta kan en stor del av de metaller som bundits i avfallet lösas ut och på så vis utgöra en risk för omgivande miljö och ekosystem.

På Spillepeng är det troligen risken för växling till aeroba förhållanden som är mest överhängande. En pH-sänkning till följd av ökad förurning bör enligt den alkalinitet som råder i biocellen kunna buffras och med det motverkas att metallerna går i lösning till följd av lägre pH.

Sammantaget visar resultaten från analyserna av metallhalter i lakvatten att infiltrationen av metallhaltigt lakvatten i biocellen innebär att metallerna fastläggs i avfallet. Med detta görs en stor miljövinna eftersom alternativet skulle vara att skicka lakvattnet till reningsverket där metallerna istället skulle ha hamnat i slammet. Problematiken kring slam är fortfarande inte löst men om vi lyckas med att inte förorena slammet med exempelvis metaller finns det goda förutsättningar för att slammet ska kunna användas som gödningsmedel på åkermark.

12.4 Rekommendationer

Utifrån diskussionen ovan ges här ett antal rekommendationer:

- De parametrar som är särskilt viktiga för retardationen av metaller omfattar pH, halt av löst organiskt kol och redoxpotential. Dessa parametrar bör kontrolleras minst fyra gånger per år för att kunna detektera och kompensera för förändringar.
- Arsenik är den metall som skiljer sig mest från de andra och eftersom miljön i biocellen inte är helt gynnsam för fastläggningen av arsenik bör regelbundna uppföljningar av arsenikhalterna i biocellens lakvatten göras.
- Biocellen kan belastas hårdare genom att ytterligare en lakvattenström kopplas på, alternativt kan det lakvatten som producerats i biocellen återcirkuleras. Det är då emellertid viktigt att infiltrationshastigheten och uppehållstiden hålls på en stabil nivå för att minimera risken för ursköljning. Om infiltrationen ska utökas måste de parametrar som påverkar fastläggningen analyseras och de hydrauliska förutsättningarna undersökas i fråga om porositetens och kanalströmningens effekter.

13. Slutsatser

Här sammanfattas mina slutsatser från den här undersökningen. Slutsatserna är tänkta återkoppla till de frågeställningar som ställdes upp i kapitel 1.1 och därför upprepas de här:

** Påverkas lakvattnet från biocellen av det infiltrerande lakvattnet från specialcellen med avseende på metaller?*

** Kan metoden att infiltrera ett metallhaltigt lakvatten i en biocell användas för att binda in och på så sätt hindra spridningen av metaller?*

** Är den hydrauliska belastningen över biocellen för hög eller kan den ökas?*

- Alla metaller som analyserats i denna studie retarderas i biocellen. Detta förklaras genom att biocellen utgör en gynnsam miljö för fastläggning eftersom pH är högt och tillgången på organiskt material är högre än i specialceller.
- Det föreligger ingen akut risk för att metallerna som binds in i biocellen ska lösas ut och alkaliniteten är tillräckligt hög för att motstå förändringar i pH. Den mest påtagliga risken ligger därmed i att syre tränger ner, varpå miljön blir oxiderande.
- Modelleringen av uppehållstiden av lakvatten i biocellen visar att tiden det tar för vattnet att perkolera genom avfallet är tillräckligt lång för att metaller ska retarderas samtidigt som ingen risk för förlust av biomassa föreligger.
- Allt lakvatten från biocellen skulle vid infiltration motsvarande medelvärdet 33 m³/dygn kunna recirkuleras upp mot 5 gånger utan risk för ursköljning. Denna slutsats bygger dock på en rad antaganden om storlek på porositet och kanalströmning, vilket bör beaktas innan åtgärder vidtas.
- Metoden att infiltrera vatten från en cell till en annan är en relativt enkel och kan utvecklas till att omfatta även andra delar på Spillepeng. Relevanta parametrar i lakvattenströmmen och mottagande cell bör kontrolleras och en hydraulisk modell ställas upp. Detta för att säkerställa att miljön är gynnsam för fastläggning och att risken för ursköljning minimeras.

14. Kontakt

En stor del av material och data angående anläggningen har inhämtats från SYSAV. Här redovisas kontaktuppgifter till min handledare, Anna Andersson som varit delaktig i arbetet och försett mig med material. Även uppgifter till Kent Björck som informerat om utformningen av infiltrationsanläggningen redovisas här.

Anna Andersson
Projektledare, SYSAV Utveckling
Tele: 040-435 20 90
E-post: Anna.Andersson@sysav.se

Kent Björck
Driftledare, Återvinningsavdelningen SYSAV
Tele: 040-635 19 54
E-post: Kent.Bjorck@sysav.se

15. Referenser

15.1 Text

- [1] Styles Alan. Organisation. Hemsida. Tillgänglig:
http://www.svswa.org/recycling/recycling_articles/2004-05.html (2007-02-13)
- [2] Flyhammar, P. (1997) Heavy metals in municipal solid waste deposits. Report No 1019. Department of Water Resources Engineering.
- [3] Bendz, D. (1998) Generation of leachate and the flow regime in landfills. Report No 1023. Department of Water Resources Engineering
- [4] Naturvårdsverket. (2004) Deponering av avfall. Handbok 2004:2 med allmänna råd till förordningen (2001:512) om deponering av avfall och till 15 kap. 34 § miljöbalken (1998:808). ISSN 1650-2361. Elektronisk publikation tillgänglig:
<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-0134-5.pdf> (2007-04-23)
- [5] Kjeldsen, P., Barlaz A, M., Rooker P, A., Baun, A., Ledin, A och Christensen H, T. (2002). Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. Critical reviews in environmental science and technology, 32(4):297-336.
- [6] vanLoon, G, W och Duffy, S, J. (2005). Environmental Chemistry a global perspective. 2. ed. Oxford. ISBN-13 978-0-19-927499-4
- [7] Lagerkvist, A och Cossu, R. (2005) Leachate recirculation: concepts and applications. Proceedings Sardinia 2005. Tenth international waste management and landfill symposium. S. Margheritha di Pula, Cagliari, Italy.
- [8] Doran, F. (2002) Protecting groundwater quality is a principal focus on MSW regulations. MSW management. Hemsida. Tillgänglig:
http://www.mswmanagement.com/mw_0205_leachate.html (2007-03-12)
- [9] Warith, M. (2001) Bioreactor landfills: experimental and field results. Waste management 22 (2002) 7-17.
- [10] Bergström, S. (1993) Sveriges Hydrologi –grundläggande hydrologiska förhållanden. SMHI/Svenska hydrologiska rådet. Norrköping.
- [11] SLU. Markinfo. Hemsida. Tillgänglig: <http://www-markinfo.slu.se/sve/klimat/hum.html> (2007-04-15) senast uppdaterad 2007-02-10.
- [12] Grip, H. och Rodhe, A. (2000). Vattnets väg från regn till bäck. 3 upplagan. Karlshamn. ISBN 91 7382 762 2
- [13] Knutsson, G. och Morfeldt, C-O. (2002). Grundvatten –teori och tillämpning. 3 upplagan. Stockholm. ISBN 91-7332-972-X

- [14] Marques, M och Hogland, W. (2003) Hydrological performance of MSW incineration residues and MSW co-disposed with sludge in full-scale cells. Waste management 23 (2003) 469-481.
- [15] IVL Svenska miljöinstitutet. (2000) Utveckling av metoder för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag. IVL rapport B 1353, Stockholm.
- [16] Thiel, R. (2005) Observed benefits and problems associated with leachate recirculation. Proceedings Sardinia 2005. Tenth international waste management and landfill symposium. S. Margheritha di Pula, Cagliari, Italy.
- [17] Jones-Lee, A och Fred Lee, G.(2000) Appropriate use of MSW leachate recycling in municipal solid waste landfilling. 93rd air and waste management association.
- [18] Avfall Sverige. (2006) Hur sätter man kriterier för utsläpp av lakvatten från deponier? Rapport nummer 4 2006. ISSN 1403-8617
- [19] Naturvårdsverket. (2006). Metallerens mobilitet i mark. Rapport 5536. ISSN 0282-7298, ISBN 91-620-5536-4. Elektronisk publikation tillgänglig:
<http://192.36.189.41/Documents/publikationer/620-5536-4.pdf> (2007-02-17)
- [20] Skogsstyrelsen. (2001) Effekter på tungmetaller och cesiums rörlighet av markförsurning och markåtgärder. Rapport 11 G. Jönköping. ISSN 1100-0295
- [21] Björnsson, L. (2004) Environmental Biotechnology. Kursbok. Uppdaterad version av Nilsson, I. (2002). Department of biotechnology vid Lunds universitet.
- [22] Sterner, O. (2003) Förgiftningar och miljöhot. Studentlitteratur, Lund. ISBN 91-44-02242-5
- [23] Jernkontorets forskning. (2004) Guide för legeringsmetaller och spårelement i stål. rapport D 811. Andra utgåvan. ISSN 0280-249X
- [24] SGU. Hemsida. Tillgänglig: <http://www.sgu.se/sgu/sv/service/nyheter/nyheter-2006/arsenik-kartlagt.html> (2007-04-10)
- [25] INCHEM. Hemsida. Tillgänglig:
<http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v18je18.htm> (2007-04-23)
- [26] Uppsala Universitet. Hemsida. Tillgänglig:
<http://www.occmmed.uu.se/metal/metall.html#Kobolt> (2007-03-30)
- [27] Kemikalieinspektionen. Hemsida. Tillgänglig:
http://apps.kemi.se/flodessok/floden/kemamne/oorganiska_koboltforeningar.htm (2007-03-31)
- [28] Uppsala Universitet. Hemsida. Tillgänglig:
<http://www.occmmed.uu.se/metal/metall.html#Kvicksilver> (2007-03-30)
- [29] Pollack, A. Artikel på Skogsstyrelsens hemsida. Tillgänglig:
<http://www.svo.se/episerver4/templates/SNormalPage.aspx?id=12107> (2007-04-03)

- [30] Uppsala Universitet. Hemsida. Tillgänglig:
<http://www.occmmed.uu.se/metal/metall.html#Mangan> (2007-03-30)
- [31] Uppsala Universitet. Hemsida. Tillgänglig:
<http://www.occmmed.uu.se/metal/metall.html#Nickel> (2007-03-30)
- [32] Agency for toxic substances and disease registry. (2005) Elektronisk publikation.
 Tillgänglig: <http://www.atsdr.cdc.gov/tfacts15.pdf> (2007-04-03)
- [33] Babich, H. och Stotzky, G. (1982) Toxicity of nickel to microorganisms in soil: influence of some physicochemical characteristics. *Environmental Pollution (Series A)* sid. 303-315.
- [34] INCHEM. Hemsida. Tillgänglig: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc108.htm> (2007-03-30)
- [35] Uppsala Universitet. Hemsida. Tillgänglig:
<http://www.occmmed.uu.se/metal/metall.html#Zink> (2007-03-31)
- [36] Marques, M och Hogland, W. (2001) Stormwater run-off and pollutant transport related to the activities carried out in a modern waste management park. *Waste management and research* 2001: 19: 20-34. ISSN 0734-242X
- [37] Orta de Velásquez, T., Cruz-Rivera, R., Rojas-Valencia, N., Monje-Ramirez, I och Sánchez-Gómez, J. (2003) Determination of field capacity of municipal solid waste with surcharge simulation. *Waste Management and Research* (2003) : 21, sid 137-144.
- [38] Ilyas, A. (2006) Modelling water intrusion impacts on pollutant transport from an municipal solid waste landfill in Sweden. Master thesis. Lund Institute of Technology, dpt of water resources engineering. TVVR-7/5001.
- [39] Suvajittanont, W och Chaiprasert, P. (2003) Potential of biogas recirculation to enhance biomass accumulation on supporting media. *Bioresource Technology*, vol 88, issue 2, sid 157-162.
- [40] Malmö stad, VA-verket. (2001) Mer om... Sjölunda avloppsreningsverk. Malmö.

15.2 Figurer

- [A] Data hämtade från Avfall Sverige. Hemsida. Tillgänglig:
http://www.rvf.se/m4n?oid=1438&_locale=1 (2007-03-14)
- [B] Naturvårdsverket. (2005) Strategi för hållbar avfallshantering. Sveriges avfallsplan, sid. 48. ISBN 91-620-1248-7, Elektronisk publikation tillgänglig:
<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-1248-7.pdf> (2007-04-05)
- [C] Kjeldsen, P., Barlaz A, M., Rooker P, A., Baun, A., Ledin, A och Christensen H, T. (2002). Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review, sid. 300. *Critical reviews in environmental science and technology*.

[D] Lagerkvist, A och Cossu, R. (2005) Leachate recirculation: concepts and applications, sid. 2. Proceedings Sardinia 2005.

[E] Telge Återvinning. Hemsida. Tillgänglig : <http://www.gronapasen.se/asp/biocell.asp> (2007-02-12)

[F] Göteborgs Universitet, Zoologiska institutionen. Hemsida. Tillgänglig: http://vivaldi.zool.gu.se/baskurs_ekologi_distans/Limnisk_Ekologi/Images/Hydrol3.jpg (2007-04-14)

[G] SMHI. Hemsida. Tillgänglig: <http://www.smhi.se/> (2007-03-18). Klicka på 'datakatalog', välj 'klimat'.

[H] SLU, markinfo. Hemsida. Tillgänglig: <http://www-markinfo.slu.se/sve/klimat/hum.html> (2007-04-23)

[I] Kemakta Konsult AB. Hemsida. Tillgänglig: www.kemakta.se/images/services/figur_hg1.gif (2007-03-15)

[J] Naturvårdsverket. (2006). Metallerens mobilitet i mark. Rapport 5536, sid. 8. ISSN 0282-7298, ISBN 91-620-5536-4. Elektronisk publikation tillgänglig: <http://192.36.189.41/Documents/publikationer/620-5536-4.pdf> (2007-02-17)

[K] Naturvårdsverket. (2006). Metallerens mobilitet i mark. Rapport 5536, sid. 11. ISSN 0282-7298, ISBN 91-620-5536-4. Elektronisk publikation tillgänglig: <http://192.36.189.41/Documents/publikationer/620-5536-4.pdf> (2007-02-17)

[L] Naturvårdsverket. (2006). Metallerens mobilitet i mark. Rapport 5536, sid. 13. ISSN 0282-7298, ISBN 91-620-5536-4. Elektronisk publikation tillgänglig: <http://192.36.189.41/Documents/publikationer/620-5536-4.pdf> (2007-02-17)

[M] Naturvårdsverket. (2006). Metallerens mobilitet i mark. Rapport 5536, sid. 19. ISSN 0282-7298, ISBN 91-620-5536-4. Elektronisk publikation tillgänglig: <http://192.36.189.41/Documents/publikationer/620-5536-4.pdf> (2007-02-17)

[N] Naturvårdsverket. (2006). Metallerens mobilitet i mark. Rapport 5536, sid. 20. ISSN 0282-7298, ISBN 91-620-5536-4. Elektronisk publikation tillgänglig: <http://192.36.189.41/Documents/publikationer/620-5536-4.pdf> (2007-02-17)

[O] IVL Svenska miljöinstitutet. (2002) Avskiljning av metallfluorider vid blandsyrabetning – ökad förståelse av kemiska processer och framtagande av separationsmetoder. IVL rapport B

[P] Naturskyddsföreningen i Malmö. Hemsida. Tillgänglig: <http://www.malmo.snf.se/naturguiden/images/tagarps-hed.jpg> (2007-04-13)

[Q] Eniro. Hemsida. Tillgänglig: <http://kartor.eniro.se/> (2007-03-15)

[R] Orta de Velásquez, T., Cruz-Rivera, R., Rojas-Valencia, N., Monje-Ramirez, I och Sánchez-Gómez, J. (2003) Determination of field capacity of municipal solid waste with surcharge simulation. Waste Management and Research sid 142.

[S] Suvajittanont, W och Chaiprasert, P. (2003) Potential of biogas recirculation to enhance biomass accumulation on supporting media. *Bioresource Technology*, vol 88, issue 2, sid 160.

15.3 Tabeller

[a] Data hämtade från: Lagerkvist, A och Cossu, R. (2005) Leachate recirculation: concepts and applications, sid. 3. *Proceedings Sardinia 2005*.

[b] Institutionen för teknisk vattenresurslära (TVRL). Hemsida. Tillgänglig:
<http://aqua.tvrl.lth.se/course/VVR111/mark-grundvatten.pdf> (2007-02-12)

15.4 Bilagor

Bilaga 1. Grip, H. och Rodhe, A. (2000). *Vattnets väg från regn till bäck*. 3 upplagan. Karlshamn. ISBN 91 7382 762 2

Bilaga 2. Naturvårdsverket. (2004) *Deponering av avfall. Handbok 2004:2 med allmänna råd till förordningen (2001:512) om deponering av avfall och till 15 kap. 34 § miljöbalken (1998:808)*. ISSN 1650-2361. Elektronisk publikation tillgänglig:
<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-0134-5.pdf> (2007-04-23)

Bilaga 4. Naturvårdsverket. Hemsida. Tillgänglig:
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Bedomningsgrunder-for-miljokvalitet/Forenade-omraden/Foreningsnivaer/Riktvarder-for-forenat-grundvatten2/>
(2007-05-07)

Bilaga 1. Darcy's lag

DARCY'S LAG:

$$Q = -K * A * \frac{d\Phi}{dx}$$

Där

Q = vattenföring (m^3/s)

K = mediets hydrauliska konduktivitet (m/s)

A = tvärsnittsarean hos markskiktet (m^2)

$\frac{d\Phi}{dx}$ = ändring i totalpotential per längdenhet (m/m)

Minustecknet anger att flödet sker i riktning mot avtagande potential, vilket för omättad strömning innebär att flödet sker nedåt i jordlagren och i riktning mot torrare områden.

Bilaga 2. Strömningstid

STRÖMNINGSTID GENOM EN KONSTGJORD BARRIÄR:

$$t = \frac{10 * D * n_e}{(k * i)}$$

där

D = tjocklek på barriär (m)

n_e = effektiv porositet i barriär

k = hydrauliska konduktiviteten i barriärmaterialet (m/s)

i = hydrauliska gradienten över konstruktionen

I de fall barriären består av flera olika material kan en ekvivalent hydraulisk konduktivitet och porositet beräknas. För dessa beräkningar hänvisas till [4].

Bilaga 3. M-fil

M-FIL FÖR SIMULERING AV UPPEHÅLLSTID

```
% Modell för beräkning av infiltrationshastighet och uppehållstid i
biocellen

% Parametrar:
Po=0:5:50;           %Porositet i procent, varieras mellan 0-50
H=10;               %Höjd på avfallet (m)
A=50000;            %Arean (m2)
V=H*A;              %Volym (m3)
I=3.5;              %Infiltrationskapacitet (mm/dygn)

Mstore=(Po/100)*V    %Mängd vatten lagrat i biocellen (m3)

Minfiltr=(I/1000)*A  %Mängd infiltrerat vatten (m3/dygn)

U=Mstore./Minfiltr   %Uppehållstid (dygn)

figure1
plot(Minfiltr,U,'*')
xlabel('Mängd infiltrerat vatten (m3/dygn)')
ylabel('Uppehållstid (dygn)')
title('Uppehållstiden för lakvatten i biocellen som funktion av
infiltrationshastigheten, Porositet 35 %')
grid

figure2
plot(Po,U,'*')
xlabel('Porositet (%)')
ylabel('Uppehållstid (dygn)')
title('Uppehållstiden som funktion av porositeten, Infiltration 175
m3/dygn')
grid
```

Bilaga 4. Riktvärden

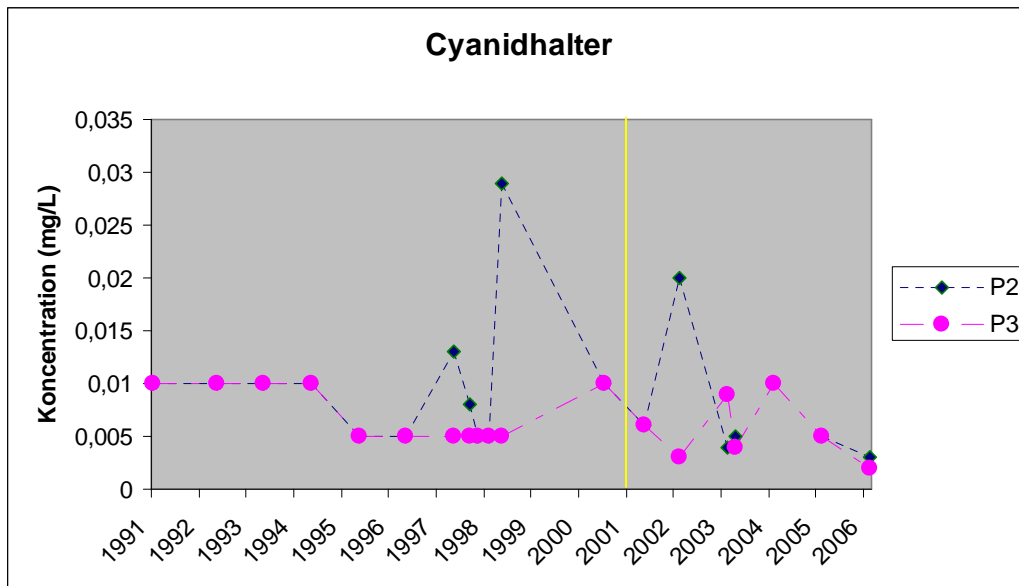
RIKTVÄRDEN FÖR HALTER AV FÖRORENAT YTVATTEN

"Riktvärden" för halter i förorenat ytvatten (µg/l)		
	Nivå som innebär ökad risk för biol. effekter*	Kanadensiskt vattenkvalitets-kriterium
Arsenik	15	50
Bly	3	1
Kadmium	0,3	0,01
Koppar	9	4
Krom	15	20 (Cr III)
Kvicksilver		0,1
Nickel	45	150
Zink	60	30
Cyanid, fri		5
Fenol		1
Monoklorfenol		7
Diklorfenol		0,2
Pentaklorfenol		0,5
Kresol		1
Monoklorbensen		15
1,2-diklorbensen		2,5
1,4-diklorbensen		4
Triklorbensen		0,5
Tetraklorbensen		0,15
Pentaklorbensen		0,03
Hexaklorbensen		0,0065
PCB		0,001
Koltetraklorid		13
Triklormetan		2
Triklloretylen		20
Tetrakloretylen		110
Bensen		300
Toluen		2
Etylbensen		90
Opolära alifatiska kolväten		100
1,2-dikloretan		100
MTBE		700

*Enligt bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Den angivna risknivån utgör gränsen mellan tillståndsklasserna 3 och 4.

Bilaga 5. Cyanid- och fenolhalter

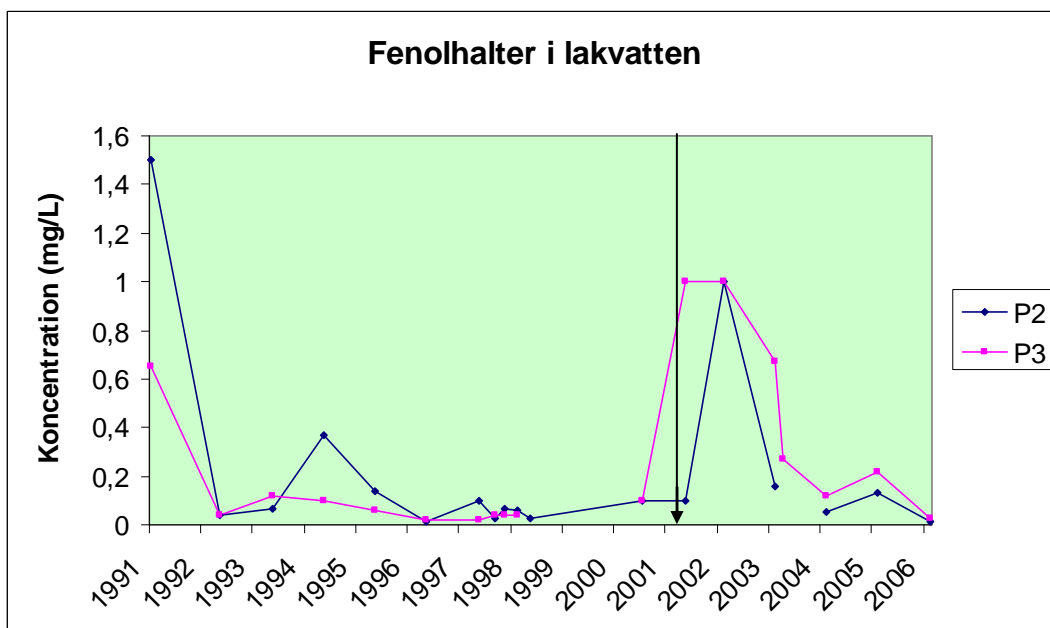
I figur A visas cyanidhalterna i vatten från biocell och specialcell.



Figur A. Cyanidhalter i lakvatten från biocell och specialcell.

De kraftigaste variationerna i cyanidhalt uppvisas i lakvatten från biocellen. Här varierar mätvärdena mellan 0,03 och $< 0,005$ mg/L. Lakvattnet från specialcellen uppvisar en något jämnare kurva. Enligt det kanadensiska vattenkvalitetskriteriet (se bilaga 4) bör halterna av cyanid inte överstiga 0,005 mg/L. Därför bör cyanidhalterna i biocellen även fortsättningsvis kontinuerligt följas upp.

Fenolhalternas variation i lakvatten från biocell och specialcell presenteras i figur 36.



Figur B. Fenolhalter i lakvatten från bio- och specialcell.

Fenolhalterna är inledningsvis höga men sjunker kraftigt under cellernas första år. Under 2001 och 2002 uppvisar specialcellen en kraftig ökning av fenolhalt och år 2002 kan även en ökning i biocellens lakvatten noteras. Slutsatser utifrån detta kan emellertid inte dras eftersom den lägsta uppmätbara halten för fenol på det aktuella laboratoriet under dessa år låg på 1 mg/L och således kan halterna i lakvattnet egentligen vara betydligt lägre.

Gränsen för fenol i ytvatten ligger enligt det kanadensiska vattenkvalitetskriteriet på 0,001 mg/L så det kan vara värt att kontrollera fenolhalterna regelbundet. Mätningarna av fenol är egentligen en mätning av en samling olika fenoler och av dem finns det vissa vars gränsvärden ligger ännu lägre. Så är fallet för till exempelvis diklorfenol och en utvärdering av denna specifika fenol kan därför vara aktuell.