

Modulbaserad lakvatten- behandling

JOHAN SANDSTRÖM 2015
MVEM12 EXAMENSARBETE FÖR MASTEREXAMEN 30 HP
MILJÖVETENSKAP | LUNDS UNIVERSITET



Modulbaserad lakvattenbehandling

En teoretisk tillämpning
Johan Sandström

2015



LUNDS
UNIVERSITET

Johan Sandström

MVEM12 Examensarbete för Masterexamen 30 hp, Lunds universitet

Intern handledare: Håkan Wallander, Biologiska institutionen, Lunds universitet

Extern handledare: Håkan Rosqvist, Tyréns

CEC - Centrum för miljö- och klimatforskning
Lunds universitet

Lund 2015

Abstract

A change in legislation has resulted in that many of Sweden's municipal landfills were closed in the beginning of this century. After landfill completion, the operator is responsible for at least 30 years to take action with regard to the protection of human health and the Environment. In contribution Swedish landfill owners are facing increasing demands on local leachate treatment due to a change in sludge strategy at the sewage treatment plant.

This report is intended to try the theoretical implementation of a modular leachate treatment system in three different case studies, Albäck, Måsalycke and Rönneholm in Scania, Sweden. The system is based on a vision of a flexible small scale leachate treatment plant. Each cleaning step should withhold one or several treatments. Leachates were in general characterized as methanogenic, influenced by the high organic content in the landfills. Treatment requirement could be traced primarily to leachate content of nutrients, suspended solids, BOD and COD. Heavy metals are present but, with a few exceptions, in low concentrations compared to compiled leachate data from Swedish landfills.

The results show that the concept of modular treatment can theoretically be used as a treatment for leachate streams with an annual flow less than 20, 000 m³. For larger flows the modules can be implemented as a complement to existing leachate treatment. By taking stakeholders opinion, legal requirements and general guidelines in consideration treatment techniques were evaluated and suggested for the implementation mainly resulting in the following treatment series; 1) Aeration and sedimentation 2) Combined biological and physical separation filter. In addition a filter stage containing sorption media can be added as a separate module, or as a filter layer. The practical capacity of the concept is still to be evaluated and all of the case studies were found suitable for implementing a pilot plant.

Innehållsförteckning

1. Inledning	1
1.1 Bakgrund	1
1.2 Omvärldsanalys och vision	3
1.3 Syfte och frågeställning	4
1.4 Metod	5
2. Teori	7
2.1 Lagar och regel	7
2.1.1 Tillstånd, tillsyn och ansvar	7
2.2 Deponiteknik	8
2.3 Deponins faser	9
2.4 Lakvattnets bildning och sammansättning	12
2.4.1 Vatten från andra verksamheter inom anläggningen	14
2.5 Lakvatteninsamling & behandlingstekniker	14
2.5.1 Biologiska tekniker	15
2.5.2 Separationsteknik	16
2.6 Lakvattenbehandling i Sverige	17
2.7 Generell kravspecifikation	18
2.7.1 Miljökvalitetsnormer	19
2.7.2 Krav från kommunala avloppsreningsverk	20
3. Fallstudier	21
3.1 Albäck	22
3.1.1 Deponins uppbyggnad och lakvattensystem	22
3.2 Måsalycke	26
3.2.1 Deponins uppbyggnad och lakvattensystem	27
3.3 Rönneholm	31
3.3.1 Deponins uppbyggnad och lakvattensystem	32
4. Resultat	39
4.1 Albäck	40
4.2 Måsalycke	42
4.2.1 Dagvatten inom anläggningen	44

4.3	<i>Rönneholm</i>	44
4.3.1	Övriga vatten inom anläggningen	46
4.3.2	Biocellen.....	47
5.	Diskussion	49
5.1	<i>Tillämpning av behandlingstekniker</i>	51
5.1.1	Luftning och sedimentation	51
5.1.2	Biologiskt och separationsfilter.....	51
5.1.3	Passiva naturbaserade behandlingstekniker	52
5.1.4	Övrig tillämpning av modulsystemet	53
5.2	<i>Albäck</i>	54
5.2.1	Åtgärdsförslag	54
5.3	<i>Måsalycke</i>	55
5.3.1	Åtgärdsförslag	56
5.4	<i>Rönneholm</i>	57
5.4.1	Åtgärdsförslag	58
5.5	<i>Sammanvägd diskussion</i>	59
5.5.1	Sammanställning åtgärdsförslag.....	62
6.	Slutsats	65
	Tack	66
	Referenser	67

Ordlista

Alkalinitet – Ett mått på halten buffrande ämnen, det vill säga ämnen som kan neutralisera syra. En högre buffertkapacitet indikerar på en högre motståndskraft mot försurning.

BOD – Biological Oxygen Demand. Ett mått på den mängd syre som behövs för att biologiskt bryta ner en viss mängd organiskt material. Beskriver mängden lättnedbrytbart material.

Bärarmaterial – Material som agerar substrat för tillväxt av bakterier och alger som bildar en biofilm.

COD – Chemical Oxygen Demand. Ett mått på den mängd syre som behövs för att kemiskt bryta ner en viss mängd organiskt material. Beskriver mängden lätt- och svårnedbrytbart material.

Elektrisk konduktivitet – Beskriver ledningsförmågan i vattnet och är ett mått på salthalten i vattnet.

Kvot BOD/COD – Ett mått på nedbrytbarheten för organiskt material. En låg kvot indikerar ofta ett äldre vatten då lättnedbrytbart material brutits ner.

TOC – Total Organic Carbon. Den totala mängden organiskt kol.

Tot-N – Begrepp som beskriver mått på den totala mängden kväve. Totalkväve innefattar ammonium, nitrat och organiskt bundet kväve.

Tot-P – Begrepp som beskriver mått på den totala mängden fosfor, inkluderar oorganiskt och organiskt bundet fosfor.

Suspenderat material – Är ett mått på organiska och oorganiska partiklar som kan sedimentera.

1. Inledning

Deponier och soptippar är direkt kopplade till människans leverne och kan beroende på dess innehåll och utformning orsaka problem. Infiltration av regn- och grundvatten och nedbrytning ger upphov till lakvatten och deponigas. Lakvatten förekommer i bland i mindre mängder och med en beskedlig sammansättning, i andra fall stora mängder med höga föroreningskoncentrationer.

Exploatering av nya markområden i framförallt storstadsregionerna medför att många av de äldre soptipparna kan bli aktuella att bebygga. Likaså ökar kraven på de moderna deponierna att förbehandla det uppkomna lakvattnet innan det pumpas vidare till det kommunala avloppsreningsverket (ARV). I ett längre perspektiv kan även avloppsreningsverken komma att ställa krav på bortkoppling av lakvatten från ledningsnätet.

I ett större perspektiv inverkar även de av den svenska riksdagen fastställda miljömålen på ökade krav för behandling av lakvatten. Lakvattenproblemtiken kan i första hand knytas till måluppfyllelsen för miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö. Miljö kvalitetsmålet innefattar att människors hälsa och miljön inte skall hotas av utsläpp från människan och samhället (Naturvårdsverket, 2014).

Som en del av konsultföretagets Tyréns AB affärsutveckling förs diskussioner kring upprättandet av modulbaserade lakvattenhanteringssystem för att hantera de krav som ställs på lakvattenhantering. Ett modulbaserat system kan anpassas efter lokala förhållanden och erbjuda en robust lösning för deponier där installation av permanenta anläggningar inte är möjligt. Modulsystemet kan även anpassas för att hantera mindre delflöden eller som komplement till befintlig behandling. Systemet är tänkt att ta tillvara befintliga resurser inom avfallsanläggningarna i form av material och utrustning som maskiner, containers och restmaterial för filterkonstruktion.

1.1 Bakgrund

Avfallshantering har alltid varit en del av människan vardag och vid arkeologiska utgrävningar hittas spår efter gamla avfallsgropar och av avfall bildade kulturlager. Under medeltiden orsakade bristande avfallshantering

sjukdomsutbrott (Österman, 2008). Med ökad industrialisering och urbanisering ökade snabbt avfallsmängderna och kraven på avfallsbehandling ökade. Under 1800-talets slut var systemen för återvinning förhållandevis goda, matavfall blev djurfoder eller gödsel, glas återanvändes och metaller återvanns. Separering av olika avfallsfraktioner bidrog till att hålla mängden avfallsrester nere (Wetterberg, 2004).

Under mellankrigstiden kom en ny syn på avfall att växa fram. Det var nya tider där bekvämlighet, produktion och välfärd kom att stå i fokus. I Sverige introducerades sopnedkastet där avfallet klumpades samman och försvårade återvinningen (Wetterberg, 2004). Efter andra världskriget kom konsumtionen och jakten på ökad välfärd att eskalera ytterligare. Utbyggnad av industrier, teknikutveckling och ökad produktion kom att förändra avfallets sammansättning. Mängden kemikalier och restprodukter från industrin ökade i avfallsmassorna som nu hanterades genom förbränning eller deponering. Sopberget växte och 1970-talets maktavare såg lösningen i avfallsförbränning och utvinning av energi genom fjärrvärme och elproduktion. Det avfall som inte ansågs lämpligt för förbränning eller där ingen förbränningsanläggning fanns inom rimligt avstånd deponerades. Ofta etablerade varje kommun ett antal mindre anläggningar för deponering av denna typ av avfall (Arvidsson, et al., 2012).

Sedan 1990-talet har återvinningen ökat, mängden avfall som deponeras minskar, lagstiftningen har skärpts för avfallsbranschen och kraven på deponierna ökat (Wetterberg, 2004). Den tidigare avfallshanteringen har bidragit till att det idag finns uppskattningsvis 8000 nedlagda soptippar i Sverige (Österman, 2008). I vissa fall utgör de en miljörisk genom föroreningspridning till grund- och ytvatten eller genom gasläckage. I andra fall är det ett hinder för ny markanvändning. Ökad efterfrågan på råvaror i form av metaller och brännbart material har även öppnat upp för diskussioner om gräva ut soptippar för att återta material genom så kallad landfills mining (Arvidsson, et al., 2012).

Avfallsmassornas sammansättning varierar stort, vissa deponier består kanske enbart av hushållsavfall medan andra domineras av den lokala industrins restprodukter. Heterogenitet inom avfallet innebär att nedbrytning och kemiska reaktioner i deponin kan ske med olika hastighet i olika deponier såväl som i olika celler i den enskilda deponin (Statens Geotekniska Institut, 2011).

I dagsläget är 80 kommunala deponier i drift (Arvidsson, et al., 2012). Den moderna deponin börjar stöta på hinder. Mängden avfall som deponeras minskar visserligen, men avfallets komposition har förändrats. Askor från avfallsförbränningen och annat svårbehandlat avfall kan ge upphov till aggressiva och kraftigt förorenade lakvatten (Junestedt, et al., 2009). Ibland behandlas lakvattnet lokalt på avfallsanläggningen, men ofta pumpas det vidare till det kommunala avloppsreningsverket (Jönsson & Skult,

2015). Vid avloppsreningsverken kan lakvattnet försvåra reningsprocessen eller försämra förutsättningarna för avsättning av restprodukter från reningsprocessen (Arvidsson, et al., 2012).

1.2 Omvärldsanalys och vision

Marknaden för lakvattenbehandling är stor och det förekommer ett stort antal metoder och tekniker. Ofta innefattar dessa metoder permanenta installationer, är ibland tekniskt avancerade och i behov av processövervakning. Modulbaserad vattenbehandling finns på marknaden men är ofta inriktat mot behandling av processvatten från industri eller vatten från exempelvis badanläggningar (Processing AB, 2015). Försök har gjorts på modulbaserad behandling av restvatten från biltvättar där torvfilter använts för sorption av metaller och organiska föreningar (exempelvis oljor) (Söderlund, 2010). Det fåtal modulbaserade lakvattenbehandlingssystem som finns på marknaden bygger på filter och membranlösningar som omvänd osmos eller jonbyte (Vattensystem.se, 2015).

Andra typer av vattenbehandlingssystem går att finna vid anläggningsarbeten där sedimentfällor tillämpas för att avskilja suspenderat material från dränerat vatten. Även vid dagvattenhantering finns mer lågteknologiska system som bygger på fysikaliska och biologiska processer. Dagvatten går till viss del att likna med lakvatten, bland annat med avseende på dess innehåll av metaller och salter. Exempel på tillämpning av detta går att finna vid Essingeleden i Stockholm där ett så kallat Sorbus-system (Figur 1) finns etablerat (Aldheimer, 2006). Sorbus är inte fullt ut att betrakta som ett modulsystem då Sorbus kräver fasta installationer, men filterstegen består av separata utbytbara moduler.



Figur 1 Principskiss över Sorbus-systemet. Avlett vatten leds genom en sedimentfälla vidare till en utjämningsdamm för att slutligen nå en serie av utbytbara biologiska- och sorptionsfilter (Aldheimer, 2006). Svart pil visar flödesriktning. Bild publicerad med tillstånd av Stockholm Vatten (Vall, 2015).

Lakvattenproblematiken vid en deponi kan pågå under långa tidsperioder och dessutom är föränderlig över tid. Visionen om ett modulbaserade lakvattensystem grundar sig i en hållbar, lågteknologisk lösning med låga driftkostnader. Således bör systemet vara robust och grunda sig på basala processer med ett minimalt behov av teknik för reglering och underhåll. Det modulbaserade systemet ska kunna kombinera olika behandlingstekniker anpassat efter de lokala förutsättningarna och efter variation i tid. Systemet ska kunna tillämpas på soptippar inför exploatering eller vid tillfälliga behov av förbehandling av lakvatten på aktiva deponier.

1.3 Syfte och frågeställning

Denna studies syfte är att undersöka förutsättningarna för att implementera ett modulbaserat lakvattensystem som komplement till befintlig lakvattenbehandling eller för behandling av mindre lakvattenflöden. En fördjupning har gjorts i följande områden för att pröva tillämpningen av ett modulbaserat lakvattensystem i tre praktikfall;

- 1) Lagstiftning, riktlinjer och intressenters krav på lakvattenbehandling och lakvattnets sammansättning inför utsläpp till recipient.
- 2) Val av behandlingsmetod/-er. Tillämpningen av behandlingsmetoder i förhållande till lagstiftning, riktlinjer och andra krav.

För att uppfylla syftet har följande frågeställningar definierats;

- ▶ Vilka komponenter i lakvattnet är viktiga vid val av behandlingsmetod? Hur inverkar krav, riktlinjer och gränsvärden från lagstiftning, myndigheter och andra intressenter på val av behandlingsmetod?
- ▶ Vilka behandlingsmetoder kan utifrån ovanstående frågeställning vara praktiskt tillämpbara i ett modulbaserat behandlingssystem?

Syftet och frågeställningen är avgränsad till att i huvudsak gälla svenska förhållanden vilket kommer avspeglats i valet av litteratur och fallstudier. Tillämpningen av kravspecifikationen i fallstudien är även avgränsad till att enbart ge förslag på lämpliga behandlingsmetoder och inte ta hänsyn till eventuell dimensionering.

Vad gäller utformning av behandlingsåtgärd har organiska föreningar som exempelvis alifater, organiska lösningsmedel, bekämpningsmedel med mera uteslutits på grund av ämnesgruppens stora omfattning med undantag för sumparametrarna BOD och COD.

1.4 Metod

Studien består av en litteraturstudie och praktikfall där den teoretiska tillämpningen av modulkonceptet prövas på befintliga tre avfallsanläggningar. Informationsinhämtning har utöver litteratursök i databaser skett genom kontakt med berörda myndigheter, företag och andra externa aktörer.

Litteratur från vetenskapliga tidskrifter, intresseorganisationer och myndigheter har använts. Vid sökning efter vetenskaplig litteratur har bland annat söktjänster som LUBsearch som tillhanda hålls av Lunds Universitets bibliotek använts. Även andra söktjänster som exempelvis Google scholar har använts. Exempel på sökord:

- ▶ Leachate treatment modul
- ▶ Leachate composition
- ▶ Leachate treatment strategy

Information från intresseorganisationer och myndigheter har hämtats från organisationernas nätresurser eller genom intervjuer.

För praktikfallet har tre fältlokaler använts, Albäcks deponi i Trelleborg, Måsalucky i Simrishamn och Rönneholms deponi i Eslöv. Syftet bedömdes möjligt att uppfylla genom att identifiera, utvärdera och bedöma lakvatten- och vattenflöden inom anläggningen genom att utnyttja befintlig data från verksamhetens egenkontroll. Användandet av tre fältlokaler motiveras med att tillämpningen av modulsystemet prövades under tre skilda förhållanden och förutsättningar. Antalet lokaler bedömdes tillräckligt för

att representera tre typer av avfallsanläggningar med skillnader vad avser vattenmängder, lakvattenbehandling, plats specifika förhållanden och drift.

Information om anläggningarna har hämtats från miljörapporter under verksamhetsåren 2010-2014. Data har även tillhanda hållits av MERAB (Mellanskånes Renhållning AB) och Sysav (Sydskånes avfallsaktiebolag) och omfattar data för respektive verksamhets kontrollprogram för miljö- och processövervakning. Data för Rönneholms lakvatten är hämtat från konsultbolagets Swecos rapport *"Rapport provotidsutredning. MERAB lakvattenstrategi"* (Praagh, 2015) och har inte av författaren bearbetats statistiskt, därmed har inte samma möjlighet till kvalitetsgranskning av rådata funnits. Även platsbesök har genomförts i syfte om att få en bättre uppfattning om lakvattenhantering i praktiken.

Data har bearbetats statistiskt i syfte att utröna om enskilda lakvattenströmmar eller provpunkter utgör särskilt problematiska flöden. Lakvattenflöden har utvärderats och bedömts genom jämförelser med litteraturvärden och har även i mindre utsträckning satts i relation till miljökvalitetsnormer och begränsningsvärden för utsläpp till recipient. I huvudsak har utvärderingen av vattenflöden legat till grund för åtgärdsförslagen.

För databearbetning har IBM SPSS Statistics version 20 och Microsoft Excel 2013 använts. Vid jämförelse mellan lakvatten och litteraturvärden användes medelvärde som lägesmått och standardavvikelse som spridningsmått. Detta val grundar sig i ett antagande om att data är normalfördelad och representerar ett slumpmässigt urval ur populationen.

2. Teori

Denna teoretiska bakgrund avser ge läsaren förståelse för de grundläggande principerna bakom deponering, deponiteknik, lakvattnets bildning och sammansättning. Samtidigt utgör den teoretiska bakgrunden en litteraturstudie vad avser krav på lakvattenbehandling, behandlingsmetoder, lagstiftning och utgör en grund för en kravspecifikation vad avser modulär lakvattenbehandling.

2.1 Lagar och regel

Förhållningssättet till avfall har genom åren förändrats från okontrollerad dumpning till kontrollerade och övervakade anläggningar med insamlings-system för deponigas och lakvatten (Cossu, 2010).

Den svenska avfallslagstiftningen har sitt ursprung i EU-direktivet (1999/31/EG). Direktivet om deponering av avfall har införlivats i Sverige genom förordningen om deponering av avfall (SFS 2001:512). Förordningens syfte är att *"förebygga och minska de negativa effekter deponering av avfall kan orsaka på människors hälsa och på miljön, särskilt när det gäller förorening av ytvatten, grundvatten, mark och luft, och på den globala miljön, under en deponis hela livscykel"*. Enligt deponiförordningens ska deponier klassas i någon utav följande tre klasser deponi för farligt avfall, icke-farligt avfall eller inert avfall (Arvidsson, et al., 2012).

I förordningen (SFS 2001:512) beskrivs även de former av avfall som inte får deponeras, exempelvis brännbart material. Efter att deponering minskat under många år infördes i början på 2000-talet deponiskatt genom införandet av Lag (1999:673) om skatt på avfall. 2002 kom ett förbud mot deponering utsorterat brännbart material följt av ett förbud mot deponering av organiskt material 2005 (Arvidsson, et al., 2012).

2.1.1 Tillstånd, tillsyn och ansvar

Verksamhetsutövaren skall tillse att deponin lever upp till de krav som ställs i miljöbalken (MB 1998:808) genom främst de allmänna hänsynsreglerna med hänsyn till risker och påverkan på människan och miljö. Deponiverksamhet klassas som miljöfarlig verksamhet och kräver tillstånd eller är an-

mälningsspliktig enligt Miljöprövningsförordningen (2013:531). Miljöbalansen ställer även krav på verksamhetsutövaren vad gäller ekonomisk säkerhet, pengar skall avsättas för avhjälpande av miljöskada, sluttäckning och efterbehandling. Efter deponins avslut har verksamhetsutövaren ett ansvar i minst 30 år att vidta åtgärder för med hänsyn till skyddet för människors hälsa och miljön enligt § 33 (2001:512).

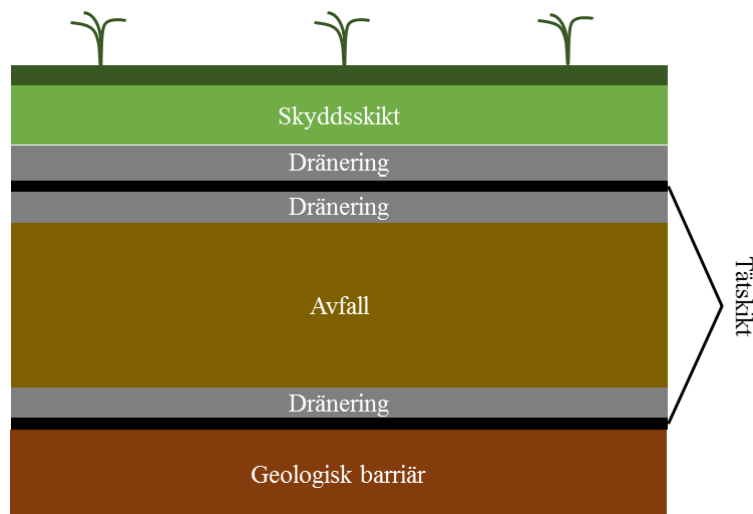
Soptipparna som avslutats innan införande av direktivet om deponering av avfall faller verksamhetsutövarens ansvar och skall enligt MB 15 kap. 11 § inventeras och riskbedömas och därefter tas upp i den kommunala avfallsplanen. Soptipparna betraktas som miljöfarlig verksamhet utan anmälnings eller tillståndsplikt varpå tillsynsansvaret ligger hos kommunen (SFS 2013:251) (Rihm, 2014). För soptippar som anses utgöra förorenade områden enligt 10 kap. MB alternativt miljöfarliga verksamheter enligt 9 kap. MB gäller generellt samma regler för ansvar som för övriga förorenade områden (Rihm, 2014).

2.2 Deponiteknik

Den moderna deponins utformning regleras i den svenska deponeringsförordningen (2001:512). Förordningen ställer omfattande funktionskrav på konstruktionen vad avser dränering, tätning och skydd för tätande och dränerande material (Tabell 1). Generellt kan sägas att deponin omfattas av en botten- och en topptätning (Figur 2). Bottentätningen består av två delar, en geologisk barriär med syfte att förhindra lakvattenläckage under en längre period och ett tätskikt med syfte att förhindra läckage under driftfasen. Topptätningen är mer avancerad och består av flera lager som gasdränering, tätskikt, skyddsskikt och slutligen ett täck-/vegetationsskikt (Statens Geotekniska Institut, 2011).

Tabell 1 Funktionskrav för bottentätning vid olika deponiklasser enligt SFS 2001:512

Deponiklass	Bottentätning (Geologisk barriär)			Täckning
	Permeabilitet	Måktighet	Omsättningstid	Maximalt tillåtet läckage
Farligt avfall	$1 \cdot 10^{-9}$ m/s	>5 m	200 år	5 l/m ² år
Icke-farligt avfall	$1 \cdot 10^{-9}$ m/s	>1 m	50 år	50 l/m ² år
Inert deponi	$1 \cdot 10^{-7}$ m/s	>1 m	1 år	-



Figur 2 Principskiss över deponikonstruktion efter Arvidsson, et al. (2012).

Tillämpningen av tätande lager ställer stora krav på insamling av lakvatten- och gas för att deponin inte skall översvämmas eller bygga upp stora gaslager. Därmed förekommer ofta rörsystem och dränerande lager i deponin. Tätskikten bidrar även till att skapa en syrefri och förhållandevis torr miljö i deponin som förhindrar nedbrytning och begränsar kemiska reaktioner (Statens Geotekniska Institut, 2011).

De äldre soptipparna däremot har inte omfattats av de idag gällande kraven och saknar ofta tätande skikt. Ibland kan även sluttäckning saknas eller vara bristfällig. Likaså saknas ibland insamlingssystem för lakvatten och deponigas (Naturvårdsverket, 2008).

2.3 Deponins faser

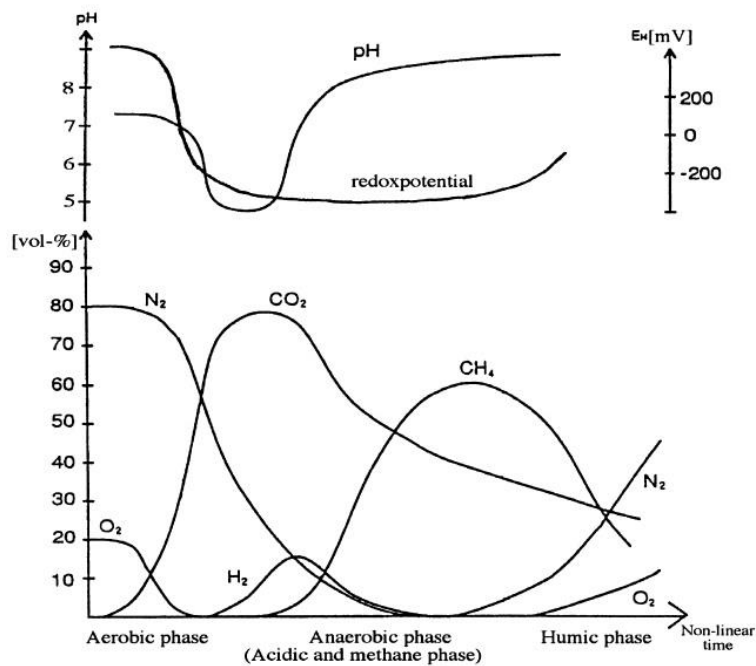
Deponin är att betrakta som ett aktivt system även efter att den formellt avslutats. I deponins livscykel passerar ett antal faser och processer. Deponin är heterogen och faser kan överlappa och samexistera på olika nivåer. Nedbrytningen av avfallsmassorna är beroende av biologiska och kemiska processer som varierar i omfattning och samverkan utefter deponins ålder, karaktär och konstruktion. Mikroorganismer vars aktivitet påverkas av faktorer som temperatur, pH, syrehalt (aeroba/anaeroba-förhållanden) och vattenhalt står i huvudsak bakom de biologiska processerna. De kemiska processerna styrs av faktorer som redoxpotential, tillgång på oxidationsmedel och liknande. Deponins fysiska och mekaniska faktorer, exempelvis deponins djup, avfallets kompaktering, skyddsskiktets genomsläpplighet, in-

verkar också på sammansättningen av mikroorganismer och förutsättningar för kemisk nedbrytning. Nedbrytningen av avfall genererar deponigas och kan även ge upphov till ett förorenat lakvatten då organiskt material bryts ner och föroreningar i form av tungmetaller och liknande frigörs (Statens Geotekniska Institut, 2011).

Nedanstående lista ger en kort beskrivning av deponins faser som pågår i deponin (Statens Geotekniska Institut, 2011). Vid fasbestämning undersöks i huvudsak pH, konduktivitet och temperatur (Naturvårdsverket, 2008). Även kvoten mellan BOD (Biological Oxygen Demand) och COD (Chemical Oxygen Demand) kan användas för fasbestämning i princip förhållandet mellan lättnedbrytbart organiskt material och svårnedbrytbart organiskt material (Kjeldsen, et al., 2002, Statens Geotekniska Institut, 2011).

- ▶ Aerob fas. Oxidation av organiskt material vilket initialt genererar höga temperaturer. Processen är kortvarig (dagar) då tillgången på syre är begränsad och förbrukas snabbt. Något sänkt pH till följd av ökande koldioxidhalt och bildning av flyktiga fettsyror.
- ▶ Syrabildandefas (Acidogen). Anaerob jäsning av organiskt material bildar alkoholer, fettsyror med mera. Processen kan pågå i månader till flera år. Vätgas börjar bildas, pH sjunker till cirka 5. Temperatur fortfarande förhöjd men över tid sjunkande. Allt syre och även nitrat är förbrukat. Förväntad BOD_7/COD_{Cr} -kvot 0,7-0,5.
- ▶ Ättikssyrabildandefas (Acetogen). Fettsyror bryts ner och bildar acetat och väte. Metan börjar bildas. Processens varaktighet är osäker, men troligen kort. pH stiger något till omkring 7. Koldioxidhalten ökar, när maxima för att därefter sjunka. Temperatur i deponin är fortfarande svagt förhöjd. Redoxpotentialen är fortsatt låg. Förväntad BOD_7/COD_{Cr} -kvot 0,5-0,3
- ▶ Metanbildandefas (Metanogen). Metan bildas från sedan tidigare bildad ättiksyra, koldioxid och väte. Processens varaktighet (10 - 100-tals år) är beroende av vattentillförsel. pH höjs ytterligare och stabiliseras kring 8. Temperaturen är fortsatt förhöjd. Ammoniumhalten avtagande. Koldioxidhalten stabiliseras på en lägre halt. Vätgas, fettsyror och metallhalter i lakvatten har nått stabila låga halter. Redoxpotentialen är fortsatt låg. Förväntad BOD_7/COD_{Cr} -kvot 0,05-0,3
- ▶ Humusfas (Oxidationsfas). Humusbildning och oxidationsprocesser påbörjas. Enbart svårnedbrytbart organiskt material finns kvar i deponin. Varaktigheten är osäker men bedöms som mycket lång (sekler). Metanbildningen minskar till följd av ökad redoxpotential. Ökad urlakning av metaller är att förvänta då sulfider kan oxideras till sulfater. Även humusämnen börjar oxideras. Förväntad BOD_7/COD_{Cr} -kvot <-0,05.

Fasernas varaktighet varierar från ett par dagar till decennier. Begränsas processerna så ökar nedbrytningstiden och förlänger deponins aktivitet efter avslut till långt efter det lagstiftade kravet om efterbehandling i 30 år (Kjeldsen, et al., 2002). Med efterbehandling avses den skyldighet som åligger verksamhetsutövaren att vidta åtgärder till skydd för människors hälsa och miljö. I Figur 3 ges en övergripande bild av variationen i pH, redoxpotential, och deponigassammansättning under deponins livstid (Bozkurt, et al., 1999).



Figur 3 Schematisk beskrivning av gassammansättning, pH och redoxpotential under deponinslivstid. Bild hämtad från Bozkurt et al. (1999).

Metallers mobilitet är i huvudsak beroende av pH och redoxpotential. Även mängden organiskt material och möjligheten för metaller att bilda sulfider inverkar på mobiliteten (Österman, 2008). Principiella reaktioner för nedbrytning av organiskt material och för fastläggning av metaller redovisas nedan (Formel 1).

Formel 1 Principiella nedbrytningsreaktioner i deponin. a) Aerob nedbrytning av organiskt material (kolhydrat). b) Anaerob nedbrytning av organiskt material. c) Komplexbildning organiskt material (humus) och metaller. d) Fastläggning av metaller genom sulfidbildning under anaeroba förhållande. a, c & d (Bozkurt, et al., 2000) b (Bozkurt, et al., 2001)

- a) $CH_2O + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O$
- b) $2CH_2O \rightarrow CH_4 + CO_2$
- c) $nHum^- + Me^{n+} \rightarrow Hum_n - Me$
- d) $Me^n + S^{2-} \rightarrow Me_2S_n$

Metaller kan även fastläggas genom komplexbildning med exempelvis järnhydroxider (FeOOH och $\text{Fe}(\text{OH})_3$). När tillgången på syre ökar kan hydroxiderna oxideras och metaller frigöras. Även reaktioner som generar eller konsumerar syror sker, exempelvis jämviktsreaktioner mellan koldioxid och kolsyra eller jäsningsprocesser som ger upphov till ättiksyra (Bozkurt, et al., 2000) (Österman, 2008). Metaller sorptionsförmåga till oorganiska föreningar som exempelvis järnhydroxider styrs till stor del av pH-värdet och följer en sigmodial kurva vilket kan ge ett kort intervall då metaller fastläggs. Generellt gäller att ett ökat pH bidrar till ökad sorption av metaller till oorganiska föreningar, (Rodda, et al., 1993).

Osäkerheterna kring nedbrytningsprocesserna i deponierna ökar med tiden. Indikationer finns dock på att soptippar med mycket organiskt material, tillgång på vatten och anaeroba förhållande är att likna vid torvmossar där nedbrytning kan pågå under tusentals år (Bozkurt, et al., 2001). De moderna slutna deponierna med begränsad tillgång på vatten och syre bidrar till att nedbrytningen avstannar och avfallet bevaras likt Egyptens mumier (Cossu, 2010).

2.4 Lakvattnets bildning och sammansättning

Enligt avfallsförordningen (2001:512) definieras lakvatten som det vatten en deponi innehåller eller som efter att ha varit i kontakt med avfallet lämnar deponin. Lakvatten för med sig lösta eller suspenderande ämnen och består till stor del av nederbörd som infiltrerat ner i avfallsmassorna. Lakvatten kan även uppkomma till följd av inträngande grundvatten eller från avfall med hög fukthalt. En mängd faktorer inverkar på lakvattnets bildning och dess karaktär (Statens Geotekniska Institut, 2011):

- ▶ Avfallets sammansättning och hydrologiska egenskaper
- ▶ Deponins area och ålder
- ▶ Deponeringsteknik
- ▶ Avfallets vattenmängd
- ▶ Nederbörd
- ▶ Topografi
- ▶ Ytavrinning och dränering

Naturvårdsverket (2008) uppskattar den årliga lakvattenbildningen 1500-3500 m³ per hektar och år för svenska deponier. För äldre soptippar utan regelrätt täckskikt antas lakvattenbildning generellt vara större i förhållande till deponistorleken.

Generellt kan sägas att lakvattnets karaktäriseras av en hög elektrisk ledningsförmåga, höga klorid- och ammoniumhalter. En deponi kan innehålla stora mängder föroreningar och på grund av den stora heterogeniteten är det omöjligt att genomföra representativ provtagning av avfallsmassorna. Analys av lakvatten kan ge en bättre bild av vilka föroreningar som förekommer i deponin (Statens Geotekniska Institut, 2011). Öman & Junestedt (2008) har sammanställt ett antal analyser av lakvatten från ett flertal deponier vilket redovisas i Tabell 2.

Tabell 2 Exempel på karakteriska parametrar och värden för lakvatten från svenska deponier (Öman & Junestedt, 2008).

Parameter	Enhet	N	Intervall	Medel
pH		16	6,4-8,5	7,6
Konduktivitet	mS/m	11	230-2730	870
Suspenderat material	mg/l	15	8,7-2100	196
Klorid	mg/l	16	360-4900	1471
BOD₇	mg O ₂ /l	13	4-110	25
COD_{Cr}	mg O ₂ /l	14	250-1300	688
TOC	mg/l	16	49-490	220
Fluorid	mg/l	9	0,34-12	8,7
Sulfat	mg/l	9	22-650	215
Totalfosfor	mg/l	14	0,13-4,0	1,2
NH₄-kväve	mg/l	17	4,2-870	260
Totalkväve	mg/l	17	54-865	287
Arsenik	mg/l	8	-0,034	0,0055
Bly	mg/l	17	-0,0154	0,0044
Järn	mg/l	17	0,160-42,700	6,500
Mangan	mg/l	17	0,165-5,200	1,152
Kadmium	µg/l	16	-3	0,44
Krom	mg/l	18	0,0014-0,045	0,0153
Kvicksilver	µg/l	16	-0,100	0,028
Zink	mg/l	10	0,013-0,342	0,066

Beskrivningen stöds av Kjeldsen et al. (2002) både vad avser sammansättning som halter. Stöd finns även i annan litteratur (Arvidsson, et al., 2012, Kulikowska & Klimiuk, 2008, Naturvårdsverket, 2008). Den stora heterogeniteten i lakvattnet gör valet av lakvattenbehandling snarare grundar sig i grupper snarare än specifika ämnen och kan se ut enligt följande (Junestedt, et al., 2003).

- Näringsämnen i form av kväve kan orsaka skador på vattenlevande organismer och bidrar till övergödning. Kräver reduktion och eventuell pH-sänkning vid höga pH då ammonium uppträder som ammoniak. Även fosfor bidrar till övergödning.

- ▶ Syreförbrukande organiskt material som påvisas genom analys av BOD och COD. Kan orsaka syrebrist i recipienten genom biologisk eller kemisk nedbrytning av organiskt material.
- ▶ Salter i lakvattensammanhang utgörs ofta av klorid men även sulfat förekommer. Kan påverka artsammansättningen i recipienten eller försämra vattenkvalitén.
- ▶ Tungmetaller förekommer generellt i låga halter i lakvattnet men kan ansamlas i bottensediment och i fauna. Kan ha toxiska effekter på organismer.
- ▶ Organiska föreningar – Bred ämnesgrupp som kan utgöra en risk och orsaka skada på människa och miljö. Innefattar hormonstörande ämnen som exempelvis perflourerade ämnen (PFOA) och bromerade flamskyddsmedel (Sternbeck, et al., 2014).

2.4.1 Vatten från andra verksamheter inom anläggningen

Utöver lakvatten kan andra förorenade vatten uppstå från verksamheter inom verksamhetsområdet. Vatten från exempelvis fordonstvätt, behandling av förorenade massor, kompostering, brandsläckning, ytor för sortering av avfall med mera förorenas och tillförs ibland det samlade lakvattenflödet (Naturvårdsverket, 2008). Andra förorenade vattens innehåll har jämförts med lakvatten med avseende på lättnedbrytbart organiskt material, metaller och metallorganiska föreningar. Halterna lättnedbrytbara organiska föreningar är i medeltal lägre i jämförelse med lakvattnet. En högre halt av suspenderat material som ofta fungerar som bärare för metaller eller lipofila föreningar har påvisats i dagvatten. I ett flertal fall har högre halter av metaller påträffats i vatten från sorteringsytor i jämförelse med lakvatten (Junestedt, et al., 2003).

År 2003 var antalet avfallsanläggningar som släppte ut obehandlat dagvatten till recipient okänt (Junestedt, et al., 2003). Dagvattnet bedöms utgöra mellan 2 – 50 % av den totala vattenmängden inom avfallsanläggningarna. Dagvattenmängden förväntas öka i relation till lakvattnet till följd av ökad återvinning (Junestedt, et al., 2003, Naturvårdsverket, 2008).

2.5 Lakvatteninsamling & behandlingstekniker

Lakvatteninsamling sker genom rörledningar, diken eller dränerande skikt i deponin. Oftast är inte det egna flödet från deponin tillräckligt för att leda lakvattnet till behandling, utan pumpning krävs. För en aktiv deponi är flödet oregelbundet från olika deponiceller och verksamhetsområden. För de

avslutade deponierna är däremot lakvattnet ofta jämnt i såväl flöde som kvalitet (Arvidsson, et al., 2012). Generella kostnaderna för lakvattenbehandling uppgår till 20-230 kronor per m³ baserat på uppgifter från 2004 (Naturvårdsverket, 2008).

För nedlagda deponier och soptippar i behov av lakvattenbehandling är det i huvudsak näringsämnen i form av ammonium och nitrat som utgör ett problem. Även syreförbrukande ämnen kan skapa ett behov av förbehandling. Reduktion av tungmetallhalter kan bli aktuellt men till följd av fastläggning är ofta dessa halter låga (Arvidsson, et al., 2012).

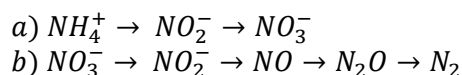
Utifrån lakvattnets komplexa sammansättning så har ett flertal behandlingsmetoder utvecklats. I följande introduktion har uppdelning av tekniker gjorts i biologisk respektive separationsteknik (Jönsson & Skult, 2015, Naturvårdsverket, 2008).

2.5.1 Biologiska tekniker

Biologiska behandlingsmetoder använder sig av växter, bakterier och andra organismer för att bryta ner eller omvandla organiskt material men även för kvävereduktion. Effektiviteten styrs till stor del av temperatur men även av omsättningstid, därmed finns i huvudsak två parametrar för att justera reningseffekten (Jokela, et al., 2002, Naturvårdsverket, 2008).

Luftad damm är en vanlig biologisk behandlingsmetod som syftar till att reducera kvävehalterna i lakvattnet och används ofta som förberedande behandlingsteg. I dammen skapas omväxlande aeroba och anaeroba miljöer för att skapa förutsättningar för nitrifikation (a) och denitrifikation (b) (Formel 2) (Naturvårdsverket, 2008, Wiszniowski, et al., 2006).

Formel 2 Generella reaktionsvägar för nitrifikation (a, aeroba förhållanden) respektive denitrifikation (b, anaeroba förhållanden) (Wiszniowski, et al., 2006).



SBR (Sequenced Batch Reactor eller Satsvis Biologisk Rening) är en behandlingsmetod där ett biologiskt aktivt slam blandas med lakvatten. Processen bygger på flera steg luftning, omrörning och sedimentering. Metoden reducerar organiska föreningar, COD, BOD och kväveföreningar genom nitrifikation och denitrifikation. Tillsatskemikalier kan behövas och anläggningen tar stora ytor i anspråk då den även kräver en utjämningsdamm (Naturvårdsverket, 2008).

I syfte om att stimulera bakterietillväxten i system för biologisk behandling har försök gjorts genom att använda grus, bergkross och betongkross som substrat för bakterier att fästa på. Framförallt betongkross har visat sig effektiv då materialet inte bara agerar substrat utan även neutraliserar låga pH-värden och agerar kolkälla till bakterier (Jönsson & Skult,

2015, Ruiz, et al., 2006). Även tillskott av fosfor in i deponikroppen har visats sig ge positiva effekter på lakvattensammansättningen och bidra till en stabilare deponi (Dong, et al., 2013).

Användandet av markbäddar, infiltration och växtsystem exempelvis energiskogsodlingar har under en längre tid varit vanligt i Sverige. Metoderna kan sägas vara biokemiska och fungerar även enligt fysikaliska principer. De fungerar bra för att avskilja suspenderat material och reducerar kvävehalterna. I vissa fall fastläggs även tungmetaller (Hoyer & Persson, 2007).

2.5.2 Separationsteknik

Som namnet antyder syftar separationsteknikerna till att avskilja föroreningen från lakvattnet. Detta kan ske genom exempelvis filtrering, kemisk fixering och fällning eller sorption.

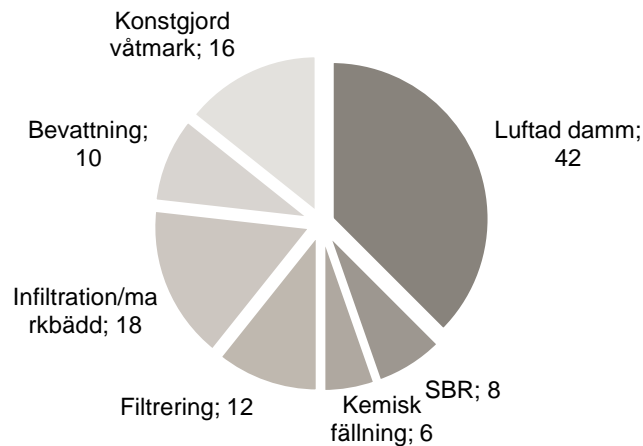
Filtrering som behandlingsteknik är ett brett område. Filtrering kan ske genom sandfilter i syfte att avskilja suspenderat material eller genom membranfilter för att avskilja metaller, organiska föreningar med mera. Ofta kräver metoderna processkemikalier, förbehandling av lakvatten och underhåll för att inte sättas igen (Naturvårdsverket, 2008). Användandet av omvänd osmos har visat sig vara effektivt för att reducera mängden lakvatten genom att föroreningen ansamlas på ena sidan om filtret och den renare och större fraktionen kan ledas vidare (Hoyer & Persson, 2007).

Sorption kan sägas utgöra en filterteknik. Lakvattnet passerar genom ett filtermedia som kan bestå av restprodukter från exempelvis industrin. Benmjöl, tallbark och filtermedia bestående av en ren kemisk produkt till exempel aktivt kol har visat sig vara goda adsorbenter för tungmetaller (Modin, et al., 2011). Även oorganiska filtermedia som järnoxidsand kan användas. Beroende på filtrets egenskaper kan tungmetaller, organiska föreningar och suspenderade partiklar bindas in (Naturvårdsverket, 2008).

Föroreningar även avskiljas genom kemisk fällning eller fixering. Genom att tillsätta en processkemikalie, ofta metallsalt, kan exempelvis tungmetaller fällas ut. Metoden kräver ofta pH-reglering genom tillsats av lut eller kalk (Naturvårdsverket, 2008).

2.6 Lakvattenbehandling i Sverige

Kunskapsläget kring lakvattenbehandling på svenska deponianläggningarna har sammanfattats av branschorganisationen Avfall Sverige (Jönsson & Skult, 2015). Resultatet visar att av 70 deponier överlåter 14 det obehandlade lakvattnet direkt till det kommunala avloppsreningsverket. Resterande 56 anläggningar behandlar lakvatten lokalt och av dessa uppger hälften att den lokala behandlingen bara delvis renar lakvatten innan det överläts till avloppsreningsverken. Trenden tycks även vara att deponianläggningarna i allt högre utsträckning väljer att behandla lakvattnet lokalt (Jönsson & Skult, 2015). I Figur 4 nedan visas fördelningen av behandlingsmetoder mellan de 70 deponierna. Då ett flertal deponier använder en serie av behandlingstekniker uppgår antalet till 112 stycken.



Figur 4 Fördelning av lokala behandlingsmetoder i Sverige (Jönsson & Skult, 2015).

Som visas i diagrammet (Figur 4) står filtrering för en liten del av de tillämpade metoderna. Tillämpningen av filter som behandlingsmetod är begränsad i Sverige i jämförelse med exempelvis Tyskland. Svenska avfallsanläggningar tycks föredra mer naturnära och biologiska processer (Hoyer & Persson, 2007). Fördelningen av behandlingsmetoder styrks även av en tidigare rapport inom området där indelningen varit något annorlunda och även lakvattencirkulering finns med bland metoderna. Jämförelsevis ledde 84 av 148 anläggningar sitt lakvatten till reningsverk år 2003 (Naturvårdsverket, 2008).

2.7 Generell kravspecifikation

Följande kapitel avser att ge en bild av de krav som kan komma att bli aktuella vid utformningen av ett behandlingssystem för lakvatten. Branschorganisationen Avfall Sverige (Arvidsson, et al., 2012) har listat fem faktorer som inverkar på valet av lakvattenbehandling ur miljömässiga och ekonomiska aspekter:

- ▶ Deponins konstruktion och avfallsmassornas sammansättning
- ▶ Lakvattnets mängd och kvalitet med avseende på potentiellt miljöstörande ämnen
- ▶ Variationen i det insamlade lakvattnets mängd och kvalitet
- ▶ Recipientens förutsättningar vad avser exempelvis artsammansättning, känslighet, skyddsvärde och vattenföring
- ▶ Plattspecifika förutsättningar som tillgång på ytor, våtmarker, värme och el från deponigasutvinning

Vidare listar Avfall Sverige (Arvidsson, et al., 2012) ett flertal aspekter vad avser val av behandlingsmetod utifrån ett mer tekniskt perspektiv.

- ▶ Behandlingstekniken ska möta ställda krav från myndigheter.
- ▶ Systemet bör vara kretsloppsanpassat och energimässigt gynnsamt. Den tillämpade tekniken ska exempelvis inte generera stora mängder avfall.
- ▶ Behandlingstekniken skall vara beprövad, etablerad och driftssäker. Dessutom skall tekniken vara enkel och flexibel.
- ▶ Behandlingen skall medföra rimliga driftkostnader (kr/m³) inklusive el, förbrukningsmaterial, underhåll, personal och kapitalkostnader.
- ▶ Tekniker som innefattar processkemikalier skall undvikas om det inte kan motiveras ur miljö- och kretsloppssynpunkt.
- ▶ Behandlingsanläggningen måste hantera variationer i såväl flöde som lakvattensammansättning.
- ▶ Behandlingen ska helst vara tillämpbar året om och hantera årsvariationer i flöde och sammansättning för att minska lagrings- och utjämningsbehov.

Ytterligare några aspekter tas upp av Naturvårdsverket (2008) bland annat behovet av tillsatskemikalier, hantering av avfall ofta i form av slam från behandlingen. I övrigt rekommenderas att lakvattnet luftas för att undvika lukt och att behandling bör utgöras av biologisk behandling främst för att reducera mängden kväve och BOD men även organiska ämnen (Junestedt, et al., 2003).

Kravspecifikationen är även föränderlig över tid. I princip kan sägas att efter driftfasen bör behovet av underhåll och skötsel minimeras. Tillämpade metoder bör inte vara resurskrävande i form av energi eller kemikalier. Både vad avser avslutade deponier och gamla soptippar är pengar en kritisk resurs vilket begränsar tillämpningen av metoder (Flyhammar, 2015, Heavey, 2003).

2.7.1 Miljökvalitetsnormer

Vad gäller utsläpp av behandlat lakvatten till recipient finns det inga fasta begränsningsvärden utan detta regleras i tillståndet av tillståndsmyndigheten. Begränsningsvärdena varierar efter recipientens känslighet och skyddsvärde, därmed även mellan olika deponier och tillstånd. I vissa fall finns även totala utsläppsmängder uppställda till utsläppsvillkoren (Arvidsson, et al., 2012). Exempel på begränsningsvärden för olika recipienter redovisas i Tabell 3.

Tabell 3 Exempel på begränsningsvärden (årsmedelvärden) för utsläpp till recipient fastställda av domstol¹.

Recipient	Utsläppshalter till sötvattenrecipient	Utsläppshalter till Öresund
Parameter	Begränsningsvärden mg/l	Begränsningsvärden mg/l
TOC	30	100
BOD₇		15
Total kväve	10	25
NH₄⁺-N	5	5
Total fosfor	0,3	1,5
Bly	0,008	0,010
Kadmium	0,0005	0,0005
Klorid	50	
Koppar	0,020	0,050
Krom	0,025	0,05
Kvicksilver	0,0001	0,0001
Nickel	0,030	0,050
Zink	0,075	0,100

Vid utformning av begränsningsvärden för utsläpp av lakvatten och riskbedömning finns värden att hämta från ett flertal källor. I Livsmedelverkets föreskrifter för dricksvattenkvalitet (SLVFS 2001:30) görs bedömning av vattenkvalitet utifrån två kriterier, tjänligt, tjänligt med anmärkning och otjänligt. Föreskrifterna omfattar organiska såväl som oorganiska ämnen

¹ Mål M 1865-14, Svea hovrätt, Mark och miljödomstolen, 2015-02-10. Deldom Mål M 3340-05, M 981-09, M 1762-10, M2994-12, Växjö Tingsrätt, Mark- och miljödomstolen, 2014-02-03.

och föreningar. Även värden för innehåll av bakterier och gränsvärden utifrån ett tekniskt perspektiv finns. Miljökvalitetsnormer för grundvatten återfinns i Sveriges Geologiska Undersökningar (SGU) föreskrifter (SGU-FS 2013:2). För bedömning av ytvatten, brack- och saltvatten kan riktvärden (CCME, 2014) från den kanadensiska motsvarigheten till Naturvårdsverket användas (Rihm, 2014). Även i dotterdirektivet (2008/105/EG) till EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG) återfinns riktvärden för 45 olika ämnen och ämnesgrupper. För av Havs- och vattenmyndigheten förskrivna vatten kan även Förordning (2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten tillämpas. Även nordiska ministerrådet har gett ut en rekommendation vad avser riktvärden för lakvatten baserat på risken för människa och miljö. Även om gränsvärdena är absoluta så påpekas vikten av att ta de lokala förhållandena och recipienten i beaktning (Harstad, 2006).

2.7.2 Krav från kommunala avloppsreningsverk

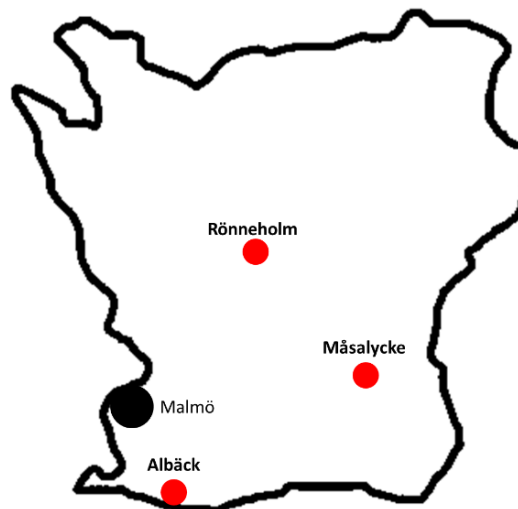
Lakvattnet som avlämnas till de kommunala avloppsreningsverken och kan utgöra ett särskilt problematiskt flöde. Användandet av slam från avloppsreningsverk som gödsel på åkermark medför att slamkvaliteten måste bibehållas på en hög nivå. Därmed blir det endast möjligt för avloppsreningsverken att ta emot lakvatten om det kan göras utan att äventyra de certifieringskrav (REVAQ) som ställs på avloppsslammet (Arvidsson, et al., 2012). Kvalitetssäkringssystemet REVAQ ställer i vissa fall högre och mer långtgående krav på slamkvalitet än gällande föreskrifter för slamkvalitet (SNFS 1994:2) (Sternbeck, et al., 2014). REVAQ ställer även omfattande krav på att reducera belastningen på reningsverken. I certifieringsreglerna finns även följande stycke uttryckt:

”Lakvatten från deponi ska normalt inte vara anslutet till Revaq-certifierade reningsverk. Bortkoppling av lakvatten ska därför alltid vara huvudalternativet och beslut om det ska fattas i reningsverkets/VA-organisationens politiska nämnd eller styrelse.” - (REVAQ, 2015)

REVAQ-certifieringen medför att reningsverken kan besluta om att inte ta emot lakvatten om detta inte bedöms harmlöst och oavsett om lakvattnet genomgått lokal behandling eller inte.

3. Fallstudier

Samtliga anläggningar som behandlas under fallstudierna är belägna i Skåne län (Figur 5). Lokalisering av lokalerna gör att olika plats specifika förutsättningar finns för respektive anläggning.



Figur 5 Lokalisering av de tre anläggningarna som förekommer i fallstudierna.

I detta avsnitt redovisas data från praktikfallen. Medelvärden och standardavvikelse har beräknats för Albäck och Måsalyske. Data från Albäck och Måsalyske har prövats grafiskt och statistiskt (Kolmogorov-Smirnoffs test) för normalfördelning varpå ett större antal av parametrarna visade sig signifikant normalfördelade. Eventuella avvikelser från normalfördelning antas bero på det begränsade antalet stickprov (≤ 20). Medelvärden för litteraturdata grundar sig på ett litet antal stickprov (≤ 18) vilket medför en osäkerhet i jämförelsen. För medelvärden från litteraturdata redovisas intervall istället för standardavvikelse till följd av att standardavvikelsen inte redovisas i litteraturen (Öman & Junestedt, 2008).

Vid behandling av data har vissa antagande gjorts, exempelvis har halter under detektionsgräns (exempel $[Hg] < 0,00001$ mg/l) redovisats i rådata. I dessa fall har antagandet gjorts att halterna är lika med detektionsgränsen och inte lika med noll.

3.1 Albäck

Trelleborgs kommun påbörjade deponering av avfall runt Albäcks området på 1950-talet. 1977 övertogs deponin av det då relativt nybildade avfallsbolaget Sysav. Enligt den kommunala avfallsplanen från 2010 har ca 1 250 000 m³ hushålls-, grov- och byggnadsavfall deponerats mellan 1950-1975. Denna del av deponin benämns idag som Albäcks äldre avfallsupplag, etapp 1. Etapp 2 etablerades efter att Sysav övertagit verksamheten. Mängd avfall som deponerats i etapp 1 uppgick 2008 till cirka 2 000 000 m³ hushålls-, grov- och byggnadsavfall. Idag pågår ingen deponeringsverksamhet då Albäcksdeponin inte uppfyller de krav som omfattas av "Förordningen (2001:512) om deponering av avfall" (Bjerg, 2011).

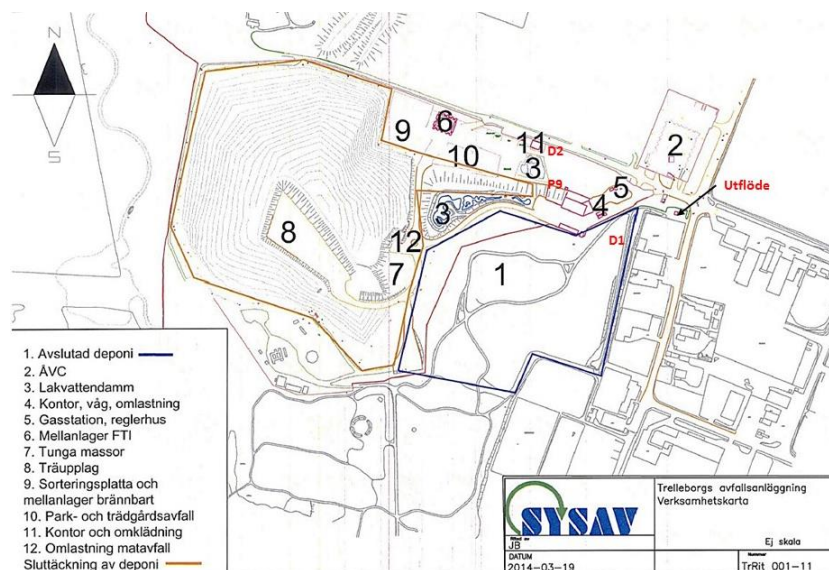
De deponerade massornas ursprung och karaktär på Albäcks avfallsläggning är relativt välkända och en stor del organiskt material återfinns bland massorna. Industri- och byggavfall i form av exempelvis gummi, plast och schaktmassor har även deponerats. Industri- och byggavfallet har under en längre tid bestått av cirka 50 % brännbart material (Bergström & Fråne, 2011).

Anläggningen är lokaliserad på ett område som till stor del består av postglacial finsand. Även inslag av fyllning finns inom området. I övrigt karakteriseras området av moränleror med mindre inslag av isälvsediment. Närmaste recipient, Albäcken, återfinns strax väster om anläggningen (Sveriges Geologiska Undersökningar, 2015a).

3.1.1 Deponins uppbyggnad och lakvattensystem

Albäcksdeponin omfattar cirka 18 hektar och ungefär hela området omfattas av lakvatteninsamlingssystemet. En översiktlig bild över området och verksamhetsytor ges i Figur 6. Lakvatten från den äldre kommunala soptippen och den nyare deponin samlas in. Cirka 20 % av det insamlade lakvattenet kommer från den äldre deponin (D1) och resterande del från den nyare delen (D2). Lakvatten från D1 och D2 leds separat genom ett grovfilter. Därefter recirkuleras lakvatten i en behandlingsbäck innan eventuellt överskottsvatten pumpas till avloppsreningsverk. Även bevattning av deponiytor sker i syfte att minska lakvattenmängden och för behandling (Sysav, 2015a).

Avloppsvatten från omlastningsytor passerar en oljeavskiljare innan det tillförs lakvattenströmmen. Övrigt dagvatten går till det kommunala dagvattennätet och dagvattenbrunnar som är försedda med filter (Sysav, 2015a). Även system för deponigasinsamling finns och idag torkas, kyls och komprimeras deponigasen innan den förbränns för energiutvinning vid det kommunala avloppsreningsverket (Sysav, 2015a).



Figur 6 Planskiss över Albäcks avfallsanläggning. Röda markeringar representerar undersökta lakvattenströmmar. Med tillåtelse av Sysav (Leander, 2015).

På Albäcks avfallsanläggning pågår sluttäckningsarbete vilket i förlängningen kommer bidra till minskande lakvattenmängder. Medelvärde för mängden hanterat lakvatten under en fem års period redovisas i Tabell 4.

Tabell 4 Medelvärde för mängd (m³) hanterat lakvatten i olika system inom Albäcks deponi. Medelvärde för lakvatten till avloppsreningsverk (ARV) och nederbörd baseras på åren 2010-2014, övriga medelvärden baseras på åren 2011-2014 (Sysav, 2011-2015).

	Minimum	Maximum	Medel
Lakvatten ARV m³	78 960	112 763	95 937
Lakvatten Bevattning m³	14 421	39 000	29 655
Lakvatten Recirkulering m³	93 270	161 100	129 679
Nederbörd mm/år	552	828	696

Utifrån medelvärdet har mängden dagvatten från ytor inom anläggningen beräknats (Tabell 5). Andelen vatten från ytor beräknades utifrån medelvärdet för recirkulerat lakvatten. Ytan på de hårdgjorda ytorna uppskattades utifrån kartstudier till cirka 30000 m².

Tabell 5 Beräknad yta (m²) för hårdgjorda ytor (vägar, sorteringsyta med mera) och beräknad mängd dagvatten och recirkulerat lakvatten (m³) vid nederbörd om 696 mm/år. Volymen vatten är troligen överskattad då ingen hänsyn till avdunstning tagits.

Hårdgjorda ytor (m ²)	Beräknad mängd dagvatten (m ³)	Andel
30 000	20 880	16 %

Lakvatten samlas upp i två flöden inom anläggningen, det äldre upplaget (D1) och det nyare som avslutades 2008 (D2). Lakvattenprovtagning sker också efter behandling i punkten P9. Innan transport till avloppsreningsverk genomförs provtagning av lakvatten (Utflöde) (Sysav, 2015a).

Jämförelse med medelvärden för lakvatten från den avslutade deponin (D1) och den sedan 2008 avslutade deponin (D2) med medelvärde för lakvatten hämtade från litteraturen (Öman & Junestedt, 2008) (Tabell 6). Värden som överskrider litteraturvärden har markerats.

Tabell 6 Jämförelse mellan medelvärden för lakvattenströmmarna D1 och D2 med lakvattenvärden från Öman & Junestedt (2008).

Parameter	Lakvatten- värden	Intervall	Äldre deponi	Stdav.	Nyare deponi	Stdav.
Provpunkt			D1		D2	
pH	7,6	6,4-8,5	7,3	0,28	7,3	0,19
Konduktivitet mS/m	870	230-2730	484	92	363	80
Suspenderat material mg/l	196	8,7-2100	132	86	1189	4230
Klorid mg/l	1471	360-4900	611	127	443	129
BOD₇ mg O ₂ /l	25	4-110	21	11	18	18
COD_{Cr} mg O ₂ /l	688	250-1300	339	111	388	352
BOD₇/COD_{Cr}	0,038		0,059	0,0217	0,047	0,019
TOC mg/l	220	49-490	112	64	104	35
Alkalinitet mg HCO ₃ /l	2284	300-5100	2169	477	1514	433
Totalfosfor mg/l	1,2	0,13-4,0	0,844	0,407	6,587	24,502
NH₄-kväve mg/l	260	4,2-870	155	64	111	38
Totalkväve mg/l	287	54-865	178	72	127	47
Arsenik mg/l	0,0055	-0,034	0,025275	0,018013	0,0211157	0,0131608
Bly mg/l	0,0044	-0,0154	0,0007	0,0004	0,0009	0,0009
Järn mg/l	6,500	0,160-42,700	29,123	15,816	186,475	712,451
Kadmium µg/l	0,44	-3	0,087	0,049	0,099	0,013
Kobolt mg/l	0,0077	0,0017-0,0021	0,0062	0,0020	0,0054	0,0011
Koppar mg/l	0,023	0,0058-0,080	0,022	0,015	0,007	0,004
Krom mg/l	0,0153	-0,0014-0,045	0,0063	0,0027	0,0096	0,0025
Kvicksilver µg/l	0,028	-0,100	0,104	0,0106	0,107	0,0132
Mangan mg/l	1,152	0,165-5,200	0,630	0,200	0,900	1,798
Nickel mg/l	0,0262	0,0098-0,091	0,0189	0,0047	0,0194	0,0040
Zink mg/l	0,066	0,013-0,342	0,056	0,021	0,021	0,016

Vad gäller fasbestämning av de båda deponidelarna (D1 och D2) (Tabell 6) visar medelvärdena för BOD₇/COD_{Cr}-kvoten från lakvattenströmmarna på att båda deponierna befinner sig i en metanbildande fas. De i jämförelse

med lakvattenvärden från litteraturen (Öman & Junestedt, 2008) låga ammoniumhalterna i D1 och D2 (Tabell 6) påvisar också en mognad och metanogena förhållande i deponierna. I jämförelsen med lakvattendata från litteratur uppvisar lakvattnet generellt låga halter av metaller med undantag för arsenik, järn och kvicksilver (Tabell 6). I övrigt visar standardavvikelsen, på att lakvattenströmmen från den äldre deponin (D1) uppvisar ett mer stabilt lakvatten än den nyare deponidelen (D2). Till viss del kan det ökade spridningsmättet för D2 härledas till mätningar från 2013-09-05, då framförallt ökade halter av suspenderat material, järn, kväve- och fosforföreningar påvisats. Under 2013 hade renspolning av lakvattenledningar genomförts, enligt Sysavs egen kommentar har detta troligen inte inverkat på lakvattensammansättningen, någon ytterligare förklaring till avvikelserna ges ej (Sysav, 2014a). Troligen kommer lakvattenströmmen för den nyare deponin (D2) uppvisa ett allt mer stabilt lakvatten och minskande lakvattenmängder allt eftersom sluttäckningen färdigställs.

Idag finns inga krav på utgående lakvatten till avloppsreningsverk mer än de som ställs av Vatten och Avlopp-huvudmannen genom allmänna bestämmelser för brukande av den allmänna vatten- och avloppsanläggning (ABVA). Dock har en överenskommelse träffats vad gäller leverans av lakvatten, leverans skall helst ske i jämnt flöde och nattetid då belastningen på ARV är lägre (Wargren, 2015). Jämförelse mellan ABVA, utgående lakvatten (Utflöde) och lakvatten efter behandling (P9) görs i Tabell 7 och visar att enbart BOD/COD-kvoten, kadmium och kvicksilver är att se som problematiska. Huruvida dessa parametrar inverkar negativt på ARV-processen bör utredas och diskuteras. Troligen kommer en eventuell bortkoppling från ARV vara direkt kopplad vill certifieringsreglerna för REVAQ.

Tabell 7 Jämförelse med internt behandlat lakvatten (P9) och vatten till avloppsreningsverk (Utflöde) och varningsvärden från ABVA (Trelleborgs Kommun, 2008).

Parameter	ABVA	Utflöde	Stdav.	Behandlat lakvatten	Stdav
Provpunkt		Utflöde		P9	
pH	6,5>-<10,0	7,50	0,23	8,00	0,09
Konduktivitet mS/m	500	281	38	255	34
Suspenderat material mg/l	40	28	37	5	2
Klorid mg/l	2500	350	72	344	66
BOD₇/COD_{Cr}	>0,5	0,05	0,02	0,03	0,01
Bly mg/l	0,05	0,0022	0,0039	0,0005	0,0002
Kadmium µg/l	Bör inte förekomma	0,0887	0,0542	0,0786	0,0327
Koppar mg/l	0,2	0,023	0,049	0,008	0,003
Krom_{total} mg/l	0,05	0,0043	0,0018	0,0043	0,0012
Kvicksilver µg/l	Bör inte förekomma	0,113	0,0445	0,104	0,0106
Nickel mg/l	0,05	0,013	0,004	0,013	0,002
Zink mg/l	0,2	0,06	0,052	0,02	0,005

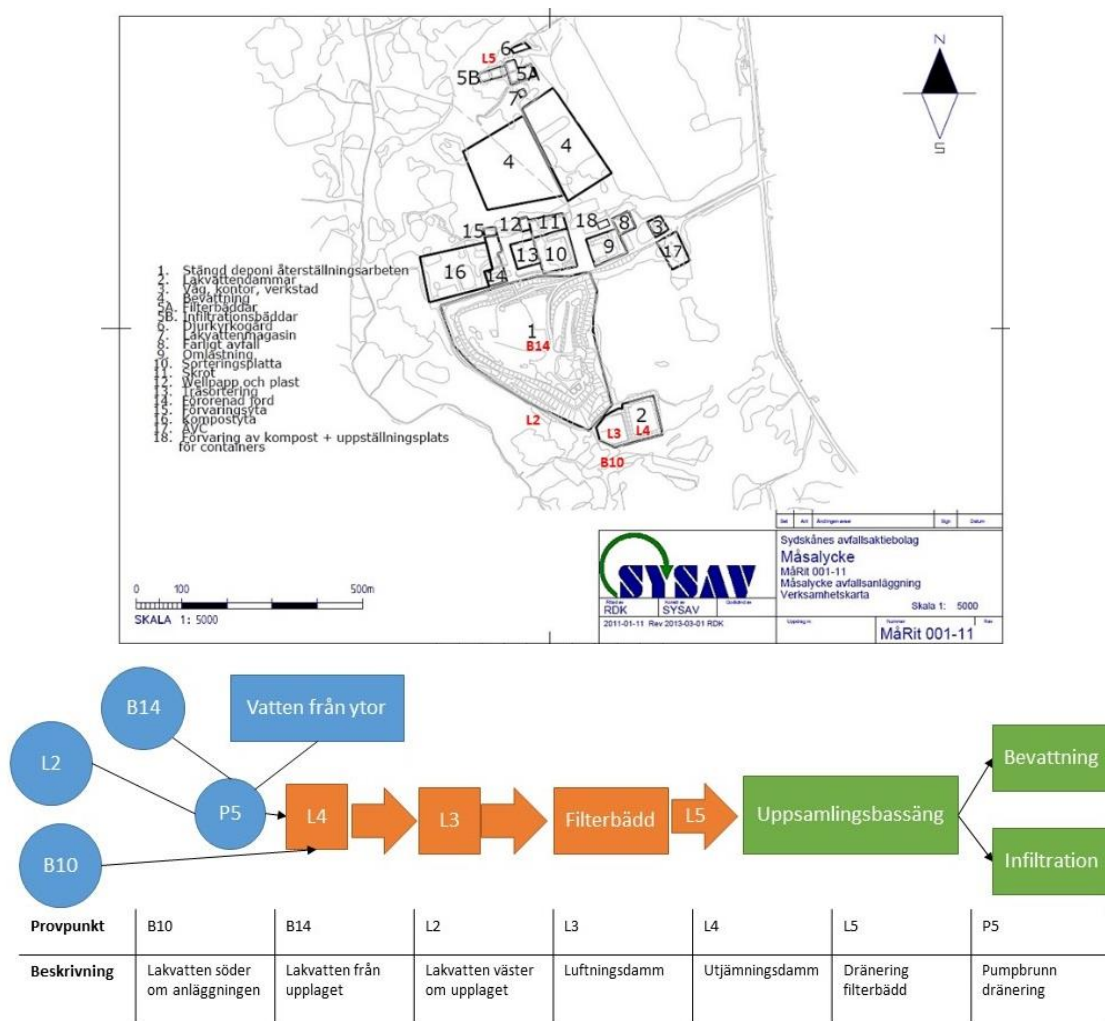
Ifall beslut från ARV medför att Albäcks lakvatten inte kan överlämnas till ARV kan utsläpp till lokal recipient (Albäcken) bli aktuellt. I jämförelse mellan medelvärde för utflöde (Tabell 7) och begränsningsvärden för utsläpp till recipient (Tabell 3) överskrider det behandlade vattnet i princip samtliga riktvärden. Med tanke på närheten till Öresund kan även begränsningsvärden för utsläpp till Öresund bli aktuella och det är i huvudsak organiskt material och närsalter som utgör problematiska parametrar. Även begränsningsvärden för kadmium och zink överskrids.

3.2 Måsalycke

Avfallsanläggningen Måsalycke är belägen utanför Sankt Olof i Simrishamns kommun. Deponering pågick före 1975 och deponin avslutades 2008. Sluttäckning av deponin pågår, men inget tätskikt är tillfört. Idag består varsamheten av bland annat kompostering, behandling av förorenad jord (IFA), mellanlagring av farligt avfall och icke farligt avfall (Sysav, 2015b). Jordarten i området utgörs av sandig morän med enstaka inslag av kärrtorv. Närliggande recipient utgörs av Björnbäcken och ett flertal mindre åar finns i omgivningen (Sveriges Geologiska Undersökningar, 2015b).

3.2.1 Deponins uppbyggnad och lakvattensystem

Området omfattar totalt 60 hektar varav deponin utgör nio hektar vilket även motsvarar den yta som innefattas av lakvattensystemet. Lakvatten behandlas lokalt och i ett första steg finns ett utjämningsmagasin, luftnings- och sedimenteringsdammar och sandfilter. Det andra steget utgörs under växtsäsong används behandlat lakvatten för bevattning, under resterande del av året infiltreras vatten i sandbäddar. Vatten från sorterings- och komposteringsytor samlas sedan 2014 in och leds till lakvattensystemet (Sysav, 2015b). Planskiss och förenklat flödesschema för Måsalycke avfallsanläggning visas i Figur 7.



Figur 7 Planskiss och förenklat flödesschema för Måsalycke avfallsanläggning. Med tillåtelse från Sysav (Leander, 2015).

Uppmätta vattenmängder (m³) 2014 för respektive tillflöde till lakvattensystemet vid en nederbörd om 845 mm/år (Tabell 8) (Sysav, 2015b). Tillflödet Q20 redovisades inte i Figur 7 då ingen lakvattendata för Q20 finns.

Tabell 8 Insamlade vattenmängder (m³) för delflöden inom Måsalycke. Mängder för P5 består av delflödena B14, L2, Q20 och vatten från ytor (Sysav, 2015b).

B10	B14	L2	Vatten från ytor	Q20	Totalmängd	P5
8 790	17 410	4 700	7 790	2 410	41 100	32 310

I Tabell 9 nedan redovisas en jämförelse mellan lakvattenströmmarna B10, B14 och L2 med lakvattenvärden från litteratur (Öman & Junestedt, 2008). Lakvatten från utjämningsdamm, luftningsdamm och utflöde filterbädd redovisas i Tabell 10. Värden för kvicksilver kan inte anses representativa för lakvattnet då medelvärden och spridningsmått beräknats på detektionsgräns och inte uppmätta halter.

Tabell 9 Jämförelse mellan lakvattenströmmarna B10, B14 och L2 med lakvattenvärden från Öman & Junestedt (2008). Markerade värden visar på parametrar som överskrider värden från litteratur. Värden för kvicksilver är beräknade på detektionsgräns.

Parameter	Enhet	Litteraturvärden	Intervall	B10 Medel	Stdav.	B14 Medel	Stdav.	L2 Medel	Stdav.
pH		7,6	6,4-8,5	6,6	0,29	7,0	0,21	6,8	0,22
Konduktivitet	mS/m	870	230-2730	252	74	464	61	380	159
Suspenderat material	mg/l	196	8,7-2100	49,5	27,8	70,0	32,2	101	49,7
Klorid	mg/l	1471	360-4900	414	157	513	70	396	308
BOD₇	mg O ₂ /l	25	4-110	3,8	1,1	15	4,2	5,2	2,3
COD_{Cr}	mg O ₂ /l	688	250-1300	96	17	307	52	174	87
BOD₇/COD_{Cr}		0,038		0,041	0,0095	0,052	0,015	0,036	0,013
TOC	mg/l	220	49-490	34	5,9	97	21	61	28
Alkalinitet	mg HCO ₃ /l	2284	300-5100	509	93	1867	267	1362	557
Totalfosfor	mg/l	1,2	0,13-4,0	0,16	0,044	0,78	0,23	0,21	0,087
NH₄-kväve	mg/l	260	4,2-870	51	7,7	208	33	86	47
Totalkväve	mg/l	287	54-865	52	8,8	221	41	95	53
Arsenik	mg/l	0,0055	-0,034	0,015	0,015	0,0041	0,0017	0,0036	0,0016
Bly	mg/l	0,0044	-0,0154	0,0064	0,0044	0,017	0,018	0,0025	0,00076
Järn	mg/l	6,500	0,160-42,700	44,57	9,85	32,80	9,55	51,60	21,81
Kadmium	µg/l	0,44	-3	0,084	1,0	0,086	0,077	0,11	0,12
Kobolt	mg/l	0,0077	0,0017-0,0021	0,12	0,017	0,0083	0,00097	0,0068	0,0038
Koppar	mg/l	0,023	0,0058-0,080	0,0012	0,0016	0,0010	0,00045	0,0027	0,0050
Krom	mg/l	0,0153	-0,0014-0,045	0,00217	0,000183	0,00713	0,00145	0,00392	0,00144
Kvicksilver	µg/l	0,028	-0,100	<0,10	<0,009	<0,10	<0,009	<0,10	<0,009
Mangan	mg/l	1,152	0,165-5,200	9,00	1,93	6,495	1,273	4,150	1,363
Nickel	mg/l	0,0262	0,0098-0,091	0,0145	0,00416	0,0209	0,00391	0,689	1,26
Zink	mg/l	0,066	0,013-0,342	0,74	1,84	0,021	0,012	0,022	0,012

Tabell 10 Jämförelse mellan lakvatten under behandling i flödesriktning L4, L3 och L5. Värderna för kvicksilver motsvarar detektionsgräns.

Parameter	Enhet	L4 Medel	Stdav.	L3 Medel	Stdav.	L5 Medel	Stdav.
pH		7,9	0,25	8,3	0,39	7,5	0,27
Konduktivitet	mS/m	401	116	335	94,8	340	77,8
Suspenderat material	mg/l	25,6	21,3	42,1	32,3	27,5	20,2
Klorid	mg/l	653	265	620	212	541	202
BOD₇	mg O ₂ /l	12	9,6	24	15	14	13
COD_{Cr}	mg O ₂ /l	192	58	200	74	139	65
BOD₇/COD_{Cr}		0,06	0,05	0,11	0,05	0,09	0,05
TOC	mg/l	57,5	9,71	55,2	15,2	40,0	15,1
Alkalinitet	mg HCO ₃ /l	1046	211,6	635	159	485	119
Totalfosfor	mg/l	0,21	0,19	1,07	1,39	0,53	0,26
NH₄-kväve	mg/l	93,3	14,8	36,2	29,0	16,2	19,6
Totalkväve	mg/l	106	18,1	53,6	37,8	78,3	51,0
Arsenik	mg/l	0,0028	0,0013	0,0020	0,00072	0,0021	0,00086
Bly	mg/l	0,0012	0,0014	0,00056	0,00063	0,0015	0,0016
Järn	mg/l	6,960	9,034	1,284	0,915	0,6263	0,9270
Kadmium	µg/l	0,096	0,089	0,071	0,043	0,30	0,55
Kobolt	mg/l	0,020	0,0026	0,014	0,0048	0,012	0,0064
Koppar	mg/l	0,0073	0,0056	0,0047	0,0028	0,0067	0,0039
Krom	mg/l	0,00326	0,000648	0,0023	0,00075	0,0018	0,00053
Kvicksilver	µg/l	<0,11	<0,026	<0,10	<0,010	<0,1	<0,00
Mangan	mg/l	3,420	1,222	1,940	1,278	0,5603	0,7773
Nickel	mg/l	0,190	0,00402	0,0172	0,00311	0,0151	0,00528
Zink	mg/l	0,029	0,025	0,014	0,0074	0,066	0,11

Sett till BOD₇/COD_{Cr}-kvoten är lakvattnet (Tabell 9) att betrakta som metanogent (Kjeldsen, et al., 1998, Kjeldsen & Christophersen, 2001, Kulikowska & Klimiuk, 2008, Öman & Junestedt, 2008). Min samlade bedömning för lakvattnet är att vattnet i jämförelse med generella lakvattenvärden från litteratur (Öman & Junestedt, 2008) har generellt högre halter av järn, kobolt och mangan. För flödet B10 är även halterna för arsenik, bly och zink något högre än för litteratordata. Utifrån medelvärde och standardavvikelse bedömer jag även att strömmarna uppvisar relativt stabila värden. I jämförelse mellan lakvatten (Tabell 9) med riktvärden för utsläpp till sötvattensrecipient (Tabell 3) påvisas att det i huvudsak är näringsämnen, BOD och TOC som överskrider begränsningsvärden. Relationen mellan ammoniumkväve (NH₄) och totalkväve kräver åtgärd exempelvis nitrifikation. Enstaka metaller (arsenik, bly, nickel och zink) ligger inom eller strax över begränsningsvärdesintervallet.

Lakvatten som är under behandling i behandlingsdammarna (L3-L5) (Tabell 10) påvisar en reduktion av näringsämnen, metaller och syreförbrukande parametrar. Minskas belastningen på det befintliga systemet kommer troligen behandlingseffekten förbättras.

3.3 Rönneholm

Deponering på Rönneholm påbörjades under 1940-talet och var en lokal dumpningsplats för allehanda avfall. Under 1960-talet blev deponeringen i området mer omfattande och organiserad. Deponering i det som idag benämns som den gamla deponin pågick fram till början på 1990-talet och sluttäcktes någon gång kring 1995-1996. Under 90-talet pågick även sortering av avfall i torr- och våtfraktion. Våtfraktionen, huvudsakligen organiskt avfall, var tänkt att mellanlagras under drygt tio år i en så kallad biocell i syfte att stimulera nedbrytning och utvinna deponigas. Drygt 20 år senare har gasproduktionen i biocellen inte kommit igång och avfallet ligger kvar (Svensson, 2015b).

I den nedlagda deponin uppskattas avfallsmassorna till drygt 155000 ton och mäktigheten uppskattas till cirka 15 m. I huvudsak är det hushållsavfall som deponerats men även avfall från kring liggande jordbruk, vitvaror och liknande har deponerats (Svensson, 2015b). I den aktiva icke farligt avfall (IFA) deponin deponeras huvudsakligen asbestavfall, isoleringsmaterial (glas- och mineralull) och lätt förorenade massor.

Avfallsanläggning är belagd i en mosse och området är utfyllt. I närliggande område utgörs jordlagren av kärrtorv, mossetorv och moränleror (Sveriges Geologiska Undersökningar, 2015c). Anläggningen ligger enskilt och omges i sydlig och västlig riktning av jordbruksmark. Norr om anlägg-

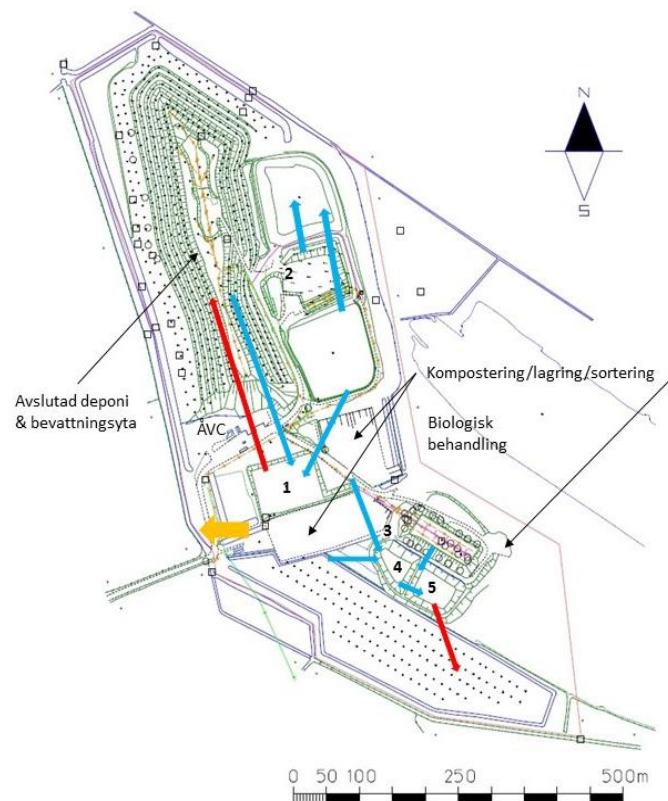
ningen breder Rönneholms mosse ut sig. På mossen pågår aktiv torvbrytning. Ett dike väster om anläggningen avleder vatten till recipienten Rönne å (MERAB, 2015).

3.3.1 Deponins uppbyggnad och lakvattensystem

Rönneholms avfallsanläggning är belägen i orten Stehag i Eslövs kommun. Anläggningen omfattar 38 hektar varav 11,4 hektar utgörs av en avslutad deponi och 12 hektar är ej utnyttjat område (MERAB, 2015).

Lakvattensystemet är uppbyggt kring ett inre och yttre dikes- och dräneringssystem som samlar in lakvatten och dagvatten. Det inre diket samlar upp lakvatten från den äldre deponin, dagvatten från sluttäckning, återvinningscentral (ÅVC) och körytor. Detta vatten pumpas vidare till behandling i dammsystemet och under växtsäsong behandlas lakvattnet genom ett markväxtsystem då bevattning sker över den gamla deponins yta. Det yttre diket begränsar mängden inkommande vatten till området. Dagvatten från sorteringsytor, omlastning och behandling av avfall samt från biocellen samlas till ett separat lakvattensystem i den södra delen av anläggningen. Även i detta system behandlas lakvattnet i ett markväxtsystem då vattnet sprids över gräsmark i den södra delen av anläggningen under växtsäsong. Följande lakvattenflöden har identifierats och en generell flödesbild visas i Figur 8 (Praagh, 2015):

- 1) Vatten till central pumpdamm
- 2) Brunn som tar emot lakvatten från IFA-deponi
- 3) Samlingsbrunn från biocell/sorteringsplatta/komposteringsplatta
- 4) Vatten från 3 till lakvattendamm 1
- 5) Vatten från punkt 5 i lakvattendamm 2



Figur 8 Planskiss över Rönneholms avfallsanläggning. Blå pilar representerar lakvattenflöden inom behandlingsystemet. Röda pilar representerar vatten till bevattningssystemet. Gul pil visar utsläppspunkt till recipient. Med tillstånd av MERAB (Svensson, 2015b).

Vid besök på anläggning gavs information om att vatten från biologisk behandling av matavfall numera hanterades i ett separat system (Svensson, 2015a). Planer finns på att utöka mark/växt-systemet (Svensson, 2015a).

MERAB har ambitionen om att minska mängden vatten inom anläggningen. En ny deponiyta ska färdigställas söder om den pågående IFA-deponin och i anslutningen till denna yta finns planer på att anlägga en filterbädd. Den centrala pumpdammen skall minskas till 25 % av nuvarande storlek. Processvatten från ytor skall i fortsättningen bara behandlas i en av de sydligare lakvattendammarna där ny luftningsutrustning finns installerad. Bräddning till den intill liggande dammen kommer att ske vid stora vattenmängder (Svensson, 2015b).

Deponigas samlas in för energiutvinning genom förbränning i två stirlingmotorer. Motorerna genererar värme och el, elen förbrukas inom anläggningen och eventuellt överskott säljs. Överskottsvärme används för att

värma lokalen där behandling av biologiskt avfall sker. Eventuell restvärme från gasförbränningen kyls i den centrala pumpdammen (MERAB, 2015).

På Rönneholms avfallsanläggning pågår deponering på IFA-deponin (MERAB, 2015). I Tabell 11 redovisas lakvattenmängder och nederbörd för åren 2010-2014.

Tabell 11 Mängd lakvatten (m³) till behandlingssystem och nederbörd för åren 2010-2014.

	Minimum	Maximum	Medel
Lakvatten till markväxsystem m³	66 264	131 661	104 760
Nederbörd mm/år	585	919	794

En omfattande lakvattenutredning har under en längre period genomförts av konsultföretaget SWECO (Praagh, 2015). I utredningen prövas möjligheten att implementera ett torv/ask-filter som reningssteg för lakvatten. Ett examensarbete genomförts med syfte att utreda effekterna av luftning och sedimentation på lakvattenkvaliteten (Buijtenhuijs, 2014). Data som behandlar lakvatten, vatten från ytor och processvatten inom Rönneholm baseras på resultat från lakvattenutredningen (Praagh, 2015). Beräknade vatten från olika källor inom anläggningen redovisas i Tabell 12.

Tabell 12 Beräknade volymer (m³) vatten från olika källor inom Rönneholmsavfalls anläggning vid en årsnederbörd om 800 mm/år. Volymerna är troligen överskattade då ingen hänsyn till avdunstning tagits (Praagh, 2015).

Källa	Beräknad volym (m ³) vid nederbörd om 800 mm/år
Sorteringsplatta	8 640
Biologisk behandling	7 000
Biocell	8 000
Ny sorteringsyta	16 000
Avslutad deponi	72 000
IFA-deponi	8 000
Parkering, ÅVC och vågstation	4 000
Hårdgjorda vägar m.m.	4 800
Totalt	128 440

Jämförelse mellan lakvatten från Rönneholm och generella lakvattenvärden från litteratur görs i Tabell 13 (Öman & Junestedt, 2008). Lakvattendata från Rönneholm utgörs av värden från en mätning och inte medelvärden som för övriga praktikfall.

Tabell 13 Jämförelse mellan lakvatten från den nedlagda deponin, den aktiva IFA-deponin och processvatten på Rönneholms avfallsanläggning med lakvattenvärden från Öman & Junestedt (2008) (Praagh, 2015). Lakvattendata från Rönneholm utgörs av värden från en mätning och inte medelvärden som för övriga praktikfall.

Parameter	Litteraturvärden	Intervall	Lakvatten Nedlagd deponi	Lakvatten IFA-deponi
Provpunktnummer			1	2
pH	7,6	6,4-8,5	7,3	7,8
Konduktivitet mS/m	870	230-2730	180	770
Suspenderat material mg/l	196	8,7-2100	24	8,4
Klorid mg/l	1471	360-4900		
BOD₇ mg O ₂ /l	25	4-110	2,4	3,2
COD_{Cr} mg O ₂ /l	688	250-1300	110	35
BOD₇/COD_{Cr}	0,038		0,02	0,09
TOC mg/l	220	49-490	27	43,3
Totalfosfor mg/l	1,2	0,13-4,0	0,27	0,214
NH₄-kväve mg/l	260	4,2-870	22	6,48
Totalkväve mg/l	287	54-865	33	12,9
Arsenik mg/l	0,0055	-0,034	0,0012	0,00459
Bly mg/l	0,0044	-0,0154	0,0022	0,00339
Järn mg/l	6,500	0,160-42,700	7,4	1,65
Kadmium mg/l	0,00044	-3	0,000087	0,000235
Kobolt mg/l	0,0077	0,0017-0,0021	0,00197	0,00393
Koppar mg/l	0,023	0,0058-0,080	0,011	0,0284
Krom mg/l	0,0153	-0,0014-0,045	0,0017	0,0034
Kviksilver mg/l	0,000028	-0,100	0,00002	0,00002
Mangan mg/l	1,152	0,165-5,200	0,441	0,436
Nickel mg/l	0,0262	0,0098-0,091	0,0068	0,0219
Zink mg/l	0,066	0,013-0,342	0,05	0,207

Vid platsbesök på Rönneholm 2015-10-21 uppmärksammades en påtaglig lukt av svavelväte vid pumpbrunnen för IFA-deponin (provpunkt 2). Jämförelsen (Tabell 13) mellan lakvatten från den nedlagda deponin och IFA-deponin visar på de båda deponierna ger upphov till ett metanogent lakvatten baserat på BOD₇/COD_{Cr}-kvoten (Kjeldsen, et al., 1998, Kjeldsen & Christophersen, 2001, Kulikowska & Klimiuk, 2008, Öman & Junestedt, 2008). För IFA-deponin är COD_{Cr}-värdet lågt i jämförelse med litteraturvärden och även i jämförelse med den nedlagda deponin. IFA-deponin uppvisar även lägre halter av suspenderat material, kväve och fosfor. Samtidigt uppvisar IFA-deponin en högre konduktivitet vilket kan förklaras med att avfallet i deponin består av mer av oorganiskt material och representerar ett lakvatten som kommer bli mer vanligt ifrån de idag aktiva och moderna deponierna (Junestedt, et al., 2009).

Jämförelse med vatten från sorteringsytor, biocell och kompostering från samlingsbrunn 3b med vatten från behandlingsdammarna 1 och 2, provpunkt 5 respektive 6 (Tabell 14). Höga värden för BOD₇, COD_{Cr} och TOC har uppmätts till följd av att vatten från matavfallsbehandling rann av till brunnen. Detta processvattenflöde hanteras numera i en egen krets.

Tabell 14 Jämförelse mellan vatten från sorteringsytor, kompostering och lakvatten från biocell (provpunkt 3b) med vatten i behandlingsdammarna 1 & 2, provpunkt 5 & 6 (Praagh, 2015). Redovisade värden utgörs ej av medelvärden utan från en enskild mätning.

Parameter		Processvatten	Behandlingsdamm 1	Behandlingsdamm 2
Provpunkt		3	4	5
pH		6		7,7
Suspenderat material	mg/l	86,4		96,5
BOD₇	mg O ₂ /l	1410 ²		491 ⁵
COD_{Cr}	mg O ₂ /l	2460 ⁵		
TOC	mg/l	731 ⁵		269 ⁵
Totalfosfor	mg/l	13,1		16,4
NH₄-kväve	mg/l	36,5		128
Totalkväve	mg/l	78,7		130
Arsenik	mg/l	0,00731	0,00946	0,00688
Bly	mg/l	0,0331	0,0119	0,00225
Kadmium	µg/l	0,46	0,314	0,104
Koppar	mg/l	0,0243	0,0245	0,0056
Krom	mg/l	0,0109	0,0101	0,00559
Kvicksilver	µg/l	0,0279	0,0242	0,02
Nickel	mg/l	0,0156	0,0155	0,012

². Extremvärden till följd av att vatten från matavfallsbehandling tillfördes systemet. I dagsläget behandlas detta vatten separat och recirkuleras.

I Tabell 14 redovisas analysvärden för det så kallade processvattnet (provpunkt 3) i jämförelse med processvatten som behandlats i dammarna söder om biocellen. Processvattnet är generellt surare (pH 6) än övriga vattenströmmar och i behandlingsdamm 2 (6) har pH stigit till 7,7. Samtidigt påvisas en lägre halter av tungmetaller i behandlingsdamm 2. Möjligen har utfällning eller sorption av metaller skett till följd av det förhöjda pH-värdet. Ingen minskning av suspenderat material har påvisats varpå de minskade metallhalterna inte fullständigt kan härledas till sedimentation av partiklar. En minskning av BOD₇, COD_{Cr} och TOC påvisas mellan inflödande och behandlat vatten. De initialt höga nivåerna härleds till det idag bortkopplade vattnet från behandling av matavfall varpå värden inte kan anses vara representativa för nuvarande flödet. En ökning av närsalter i huvudsak av totalkväve, 78,1 till 130 mg/l, sker under behandlingen. Andelen ammoniumkväve ökar också under behandlingen från 46,7% till 98,5 %. Detta indikerar på anaeroba förhållanden i dammarna som omöjliggör nitrifikation och därefter denitrifikation (Formel 2).

I samband med en lakvattenutredning har tillfälliga utsläppsvillkor upprättats (Tabell 15). Utöver riktvärden får utsläpp av behandlat vatten inte ske under perioden 15 april till 15 oktober. Verksamhetsutövaren MERAB har rapporterat att inga gränsvärden överskridits (MERAB, 2015).

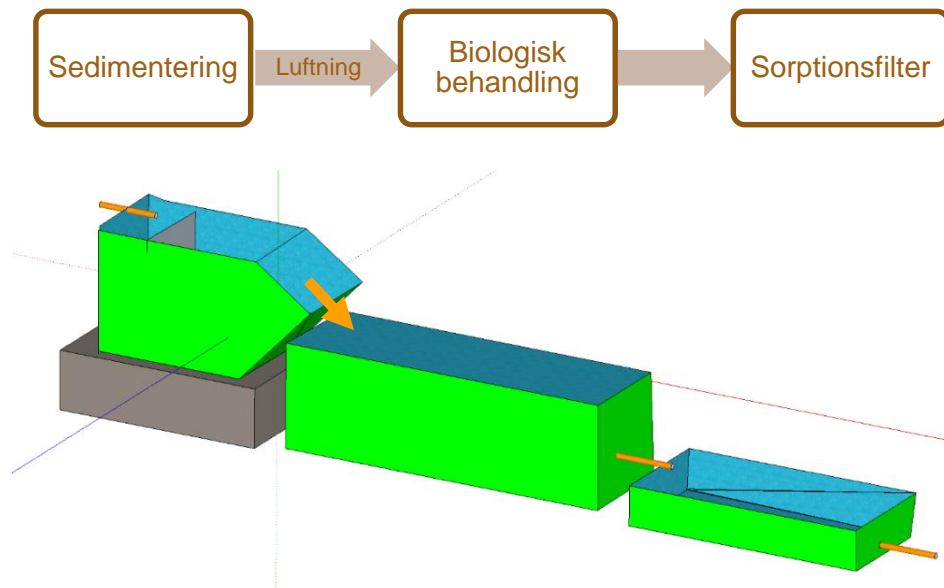
Tabell 15 Utsläppsvillkor för Rönneholms avfallsanläggning till recipient (MERAB, 2015).

Riktvärden	BOD	Totalfosfor	Totalkväve	Mängd
	2 000 kg/år	40 kg/år	1 200 kg/år	80 000 m ³ /år

4. Resultat

I inledningskapitlet presenterades en vision för modullakvattenbehandling grundat på en robust, lågteknologisk lösning med låga driftskostnader. Konceptet bakom lösningen är tillämpningen av behandlingsteg uppbyggda kring moduler där flexibiliteten är stor vad avser behandlingstekniker så väl som mobilitet. Detta medför att systemet kan anpassas efter variationer i flöde och/eller lakvattnets karaktär.

Det huvudsakliga resultatet av denna rapport presenteras i en konceptuell modell av modulbaserad behandlingsanläggning (Figur 9). I exemplet utnyttjas en gradientskillnad så att självfall uppstår genom samtliga steg. Det första steget innefattar sedimentering av grova partiklar och lakvattnet luftas vid in- och utflöde från steget. I steg två kan biologisk behandling tillämpas genom exempelvis ett filter med en aktiv biofilm installerat eller ett flerlagerfilter av organiskt och oorganiskt material. I steg 3 kan lämpligen ett sorptionsfilter installeras med två syften; 1) Fastlägga metaller 2) Pole-ringsteg inför utsläpp till recipient.



Figur 9 Konceptbild för modulbaserad lakvattenbehandling med möjligt processflöde.

Den modell som visas i Figur 9 bygger på användandet av i avfallsbranschen vanligt förekommande containers. Ungefärlig volym för sedimentationssteget motsvarar 8-10 m³ beroende på utformning (Solhøi Mekaniske AS, 2008). För de andra två stegen visualiseras två andra typer av containrar med en volym som motsvarar 12-45 m³ beroende på utformning (Cargo Modul Trading AB, 2012).

Utifrån de tillämpningar som gjorts i praktikfallen och den presenterade konceptuella modellen dras slutsatsen att modulsystemet kan hantera kontinuerliga flöden uppemot 20000 m³ per år. Slutsatsen grundar sig modulernas volym och en beräknad uppehållstid för sedimentationssteg, biologiskt steg och teoretisk belastning av sandfilter (Tabell 16). Ett kontinuerligt flöde om 20000 m³ per år ger en teoretisk uppehållstid på 3,5–4,3 timmar för sedimentationssteg. Filterbelastningen uppgår till 4,6 m³/m² och dygn och omsättningstiden för ett biologiskt steg varierar mellan 5,2–19,6 timmar.

Tabell 16 Dimensionerande flöde, omsättningstider och filterbelastning för konceptmodell modulbaserad lakvattenbehandling.

Flödesmängd, år.	Flödesmängd, dygn.	Omsättningstid sedimentationssteg (8-10 m ³)	Ytbelastning filtersteg (yta 12 m ²)	Omsättningstid biologiskt steg (12-45 m ³)
20000 m ³	54,8 m ³	3,5-4,4 h	4,6 m ³ /m ² och dygn	5,2-19,6 h

Vid behandling av ett utseparerat flöde kan beroende på flödets karaktär, kontinuerligt eller stötvis, utjämningskapacitet behövas. Utjämningskapaciteten kan till viss del mötas av en extra modul enbart avsedd för lagring av vatten alternativt mer naturbaserat i form av en damm. För behandling av delar av ett större flöde, framför allt på en aktiv anläggning kan den befintliga utjämningskapaciteten nyttjas.

4.1 Albäck

Det idag etablerade förbehandlingssteget genom en konstgjord bäck påvisar reducering av oönskade ämnen i lakvattnet, men omsättningstiden i systemet minskar vid höga vattenflöden. Möjligheterna till att sätta in kompletterande steg till bäcken har diskuterats (Leander, 2015).

Utifrån tidigare karakterisering av Albäcks lakvattenflöde föreslår jag att suspenderat material och därmed även en del av de till materialet bundna metallerna bör avskiljas i ett tidigt skede. Detta för att minimera behovet av underhåll och risken för igensättning på ytterligare delar av systemet. Som åtgärd rekommenderas inledande sedimentation och luftningssteg något som idag finns på anläggningen men kan förstärkas. Lak-

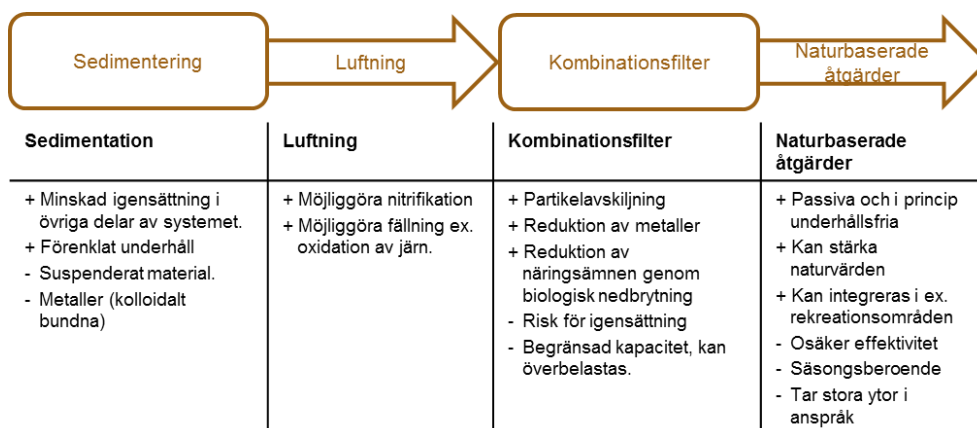
vattnets innehåll av näringsämnen kan reduceras genom biologisk behandling och kan kompletteras med ett kombinerat biologiskt och sorptionsfilter där filtermedia består av exempelvis sand och någon restprodukt exempelvis tallbark, benmjöl eller liknande. Alternativt byggs det biologiska filtret upp av bärrarmaterial som agerar substrat för bakteriekulturer som halm eller träflis.

Jag föreslår att en kompletterande modul består av ett vertikalt flerfilter uppbyggt kring initial partikelavskiljning med ett överliggande sandlager och underliggande filterblandning av oorganiska och organiska media exempelvis tegelkross och träflis. Filtrets syfte är att reducera belastningen på befintligt behandlingsteg vad gäller suspenderat material, näringsämnen och metaller. Baserat på medelvärdet (129 679 m³) för mängden recirkulerat lakvatten i behandlingssystemet ger att cirka 355 m³ lakvatten cirkuleras dagligen. Beräknad omsättningstid och ytbelastning redovisas i Tabell 17.

Tabell 17 Flödesmängd, beräknad omsättningstid för sedimentationssteg och ytbelastning för föreslaget filter vid behandling av det beräknade dagsflödet om 355 m³ per dygn.

Flöde	Flödesmängd	Omsättningstid sedimentationssteg (8-10 m ³)	Ytbelastning filtersteg (yta 12 m ²)
Lakvatten	355 m ³ /dygn	0,5-0,65 h	29,6 m ³ /m ² och dygn

Deponin kan komma att slutligen ingå i det kringliggande rekreativområdet (Leander, 2015). Ett slutligt poleringssteg för lakvattnet bör kunna utgöras av ett naturbaserat passivt reningssteg exempelvis en konstgjord våtmark med avrinning mot Albäcken. Fullständigt förslag visualiseras i Figur 10.



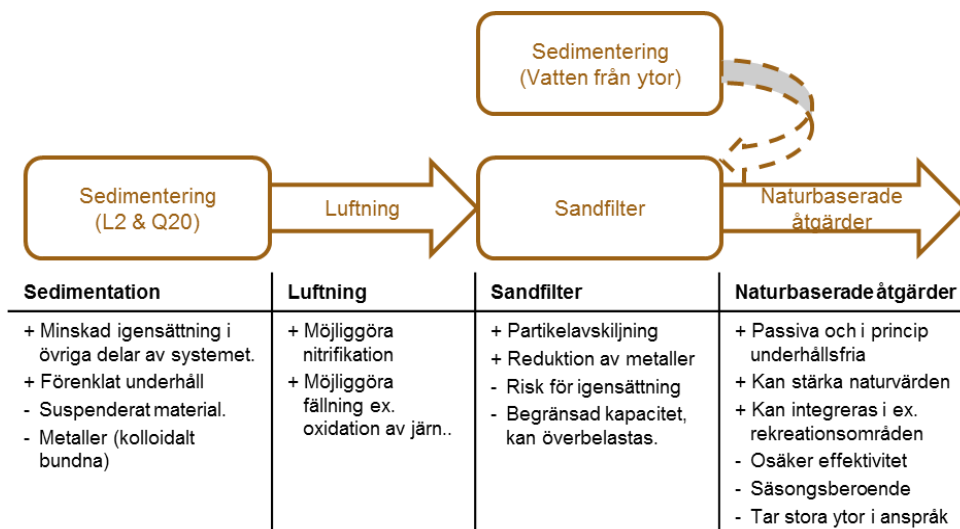
Figur 10 Schematiskt flöde för föreslagen kompletterande åtgärd till det befintliga behandlingssystemet med förväntade reningseffekter. Positivt tecken visar på fördel eller förväntad positiv reningseffekt. Negativt tecken visar på nackdel alternativt på reduktion av förorening.

I samband med att arbetet med att tillföra deponin ett övre tätskikt förväntas vattenläckaget från nederbörd minska. I gengäld kommer andelen vatten från hårdgjorda och ej genomsläppliga ytor utgöra en allt större andel av den totala vattenvolymen (Leander, 2015). I syfte om att minska den totala lakvattenmängden på Albäck föreslås att detta vatten avskiljas och behandlas separat innan vattnet avlämnas till recipient eller till det kommunala dagvattennätet. Behandlingen bör syfta till att minska belastningen på det dammsystemet genom att möjliggöra för avlämning av vatten till det kommunala dagvattennätet. Ingen analysdata för detta vatten fanns i det material som tillhandahållits, varpå ingen åtgärd föreslagits men möjligen kan detta vatten behandlas med en separat modul innehållandes ett filter för avskiljning av i huvudsak suspenderat material.

4.2 Måsalycke

Måsalycke har idag ett helt fristående lakvattensystem där bevattning och filterbäddar används för kvittblivning av lakvatten. Den totala vattenmängden är förhållandevis liten och förväntas minska allteftersom sluttäckningen färdigställs. För att minska belastningen på det befintliga lakvattensystemet förslår jag utseparering av flöden L2, Q20 och vatten från ytor från det samlade flödet. Ingen analysdata för Q20 finns men lakvattnet från denna punkt antas ha liknande karaktär som övriga flöden.

Det mindre flödet L2 (Tabell 8) innehåller en ganska stor mängd suspenderat material. Flödet är litet och kan sammanföras med flödet från Q20, den totala vattenmängden från dessa flöden uppgår då till cirka 7300 m³ per år, motsvarande ungefär 0,85 m³/h (20,4 m³/dygn) vid kontinuerligt flöde. Sett till de volymer som presenterats för det inledande sedimenteringssteget ger detta en omsättningstid om cirka 9,4–11,7 timmar. För L2 och Q20 föreslår jag en separat behandling i form av sedimentation/luftning och slutligen ett sandfilter bli aktuellt (Figur 11). Lakvattnet håller stora mängder suspenderat material och även en del metaller i form av järn, mangan och nickel. Beroende på avrinningsmöjligheterna till recipient kan ett mindre våtmarkssystem konstrueras för att få uppnå biologisk rening av näringsämnen. Systemet kan då i förlängningen över gå till ett passivt system (Figur 11).



Figur 11 Schematiskt flöde för föreslagen åtgärd för flödena L2 & Q20 med förväntad reducering av oönskade parametrar. Streckad pil visar eventuellt flöde från dagvatten inom anläggning för utspädning. Positivt tecken visar på fördel eller förväntad positiv reningseffekt. Negativt tecken visar på nackdel alternativt på reduktion av förorening.

För flödet B10 uppgår ett antaget kontinuerligt flöde till cirka 1 m³/h (24 m³/dygn). För B10 är reduktionen av suspenderat material, BOD, COD och näringsämnen inte lika kritisk som för övriga flöden. Behovet av metallreduktion är större men kan hanteras med en enskild modul innehållandes exempelvis sandfilter för avskiljning av metaller och suspenderat material. Sammanställda flödesmängder, omsättningstid i sedimentationssteg och ytbelastning för filtersteg redovisas i Tabell 18.

Tabell 18 Flödesmängder per dygn, beräknad omsättningstid för sedimentationssteg och ytbelastning för föreslaget filter vid behandling av flödena L2, Q20 och B10.

Flöde	Flödesmängd	Omsättningstid sedimentationssteg (8-10 m ³)	Ytbelastning filtersteg (yta 12 m ²)
L2 & Q20	20,4 m ³ /dygn	9,4-11,7 h	1,7 m ³ /m ² och dygn
B10	24 m ³ /dygn	8-10 h	2 m ³ /m ² och dygn

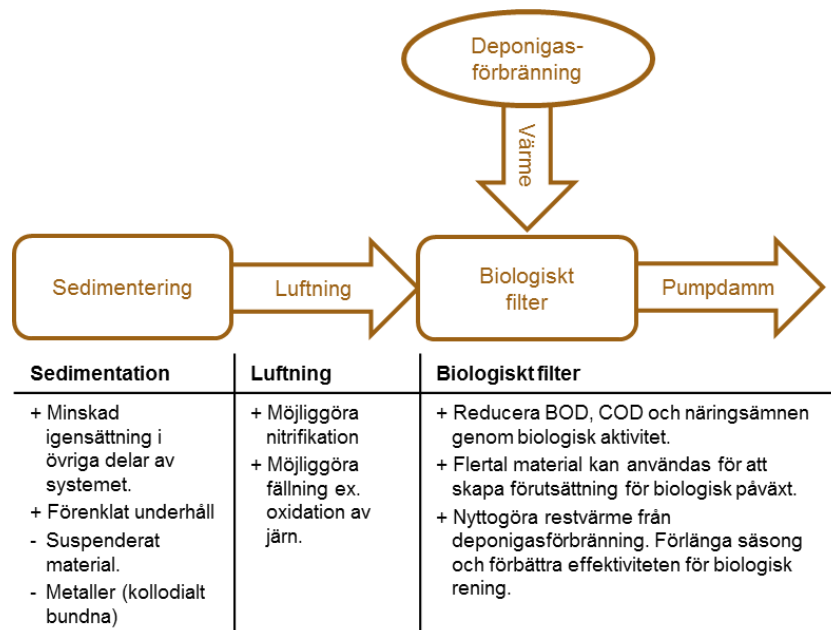
Det större flödet B14 kan även i fortsättningen ledas till det befintliga behandlingssystemet (L3-L5) då detta bedöms fungera väl som förbehandlingssteg inför slutbehandling. Om de tre ovan nämnda flödena (B14, L2 & Q20) avskiljs minskar även belastningen på dammarna och omsättningstiden kan förlängas med ökad reningseffekt som följd.

4.2.1 Dagvatten inom anläggningen

Vatten från ytor utgör cirka 20 % av den totala vattenmängden på Måsalycke. Ingen analysdata finns tillgänglig men rimligen kan dagvattnet förväntas ha lägre kloridhalter än lakvattnet, åtminstone under sommarhalvåret då saltning kan förekomma vintertid. Analys av vattnet bör göras men min bedömning är att ett sedimentations- och luftningssteg kan räcka för att reducera halterna suspenderat material och metaller. Dagvattnet kan sedan användas för utspädning av lakvattenströmmarna L2 och Q20 innan utsläpp till recipient (Figur 11).

4.3 Rönneholm

För behandling av lakvatten för den äldre deponin kan modulkonceptet tillföra ytterligare behandlingsteg innan tillförsel till dammen eller före bevattning alternativt utsläpp till recipient. Innan dammen föreslår jag luftning, sedimentation och biologiskt filter (se Figur 12) i syfte om att minska belastningen av suspenderat material och för att förbättra nitrifikationsprocesser innan dammen. Idag leds kylvatten i en slinga från gasförbränning till den centrala pumpdammen, om slingan läggs om till att värma det biologiska steget i modulbehandlingen kan möjligtvis den biologiska effektiviteten stärkas och behandlingssäsongen förlängas. Det biologiska steget kan även läggas efter dammen för att om möjligt förlänga säsongen för utsläpp till recipient med hjälp av tillskottsvärmen. Tillskottsvärmen kan bidra till att förlänga den säsongen för effektiv biologisk rening, vilken annars begränsas av en lägre temperatur. På så sätt kan avlämning av vatten till recipient ske under en längre tid och minska mängden lagrat vatten på anläggningen inför stora nederbördsperioder (höst/vinter).



Figur 12 Schematiskt flöde för föreslagen åtgärd för den äldre deponin på Rönneholm med förväntade reduktion av oönskade parametrar. I åtgärden redovisas även tillskott av restvärme från deponigasförbränning. Positivt tecken visar på fördel eller förväntad positiv reningseffekt. Negativt tecken visar på nackdel alternativt på reduktion av förorening.

Vad gäller lakvatten från IFA-deponin så präglas lakvattnet av lägre halter organiskt material och näringsämnen. De högre metallhalter, högre konduktiviteten och den uppmärksammade svavellukten (till följd av nedbrytning under anaeroba förhållanden) indikerar på att detta lakvatten är av annan karaktär än det från den nedlagda deponin. Istället föreslås ett sorptionsfilter för fastläggning av urlakade metaller. Som visats i Formel 1 kan metaller binda in till humusmaterial varpå ett filter av organisk karaktär är att föredra.

Använda flödesmängder och beräknad omsättningstid och ytbelastning för de olika stegen och flödena redovisas i Tabell 19.

Tabell 19 Flödesmängder per dygn, beräknad omsättningstid för sedimentationssteg, uppehållstid i biologiskt steg och ytbelastning för föreslaget filter vid behandling av lakvatten från den nedlagda deponin och IFA-deponin på Rönneholm.

Flöde	Flödesmängd	Omsättningstid sedimentationssteg (8-10 m ³)	Omsättningstid biologiskt steg (12-45 m ³)	Ytbelastning filtersteg (yta 12 m ²)
Nedlagd deponi	197 m ³ /dygn	1-1,2 h	1,4-5,5	
IFA-deponi	22 m ³ /dygn	8,8-11 h		1,8 m ³ /m ² och dygn

4.3.1 Övriga vatten inom anläggningen

En stor del av den hanterade vattenmängden på Rönneholm härstammar från hårdgjorda ytor. Vatten från ÅVC bör avskiljas från det övriga flödet och om möjligt förbehandlas innan utsläpp till det yttre diket. Idag leds vatten från ÅVC genom det inre diket till pumpdammen där det blandas med lakvatten. Ett behandlingssystem för detta vatten bör kunna utformas likt SORBUS-systemet (se Kap. 1.2). För att minimera investeringskostnader och underlätta underhållet kan filtersystemet byggas upp i moduler. Mängden vatten från återvinningscentralen inklusive omgivande ytor beräknas till 4000 m³/år vid en nederbörd om 800 mm/år, vilket anses representera medelnederbörden (Tabell 11, Tabell 12). Omsättningstid för sedimentationssteg och filterbelastning redovisas i (Tabell 20).

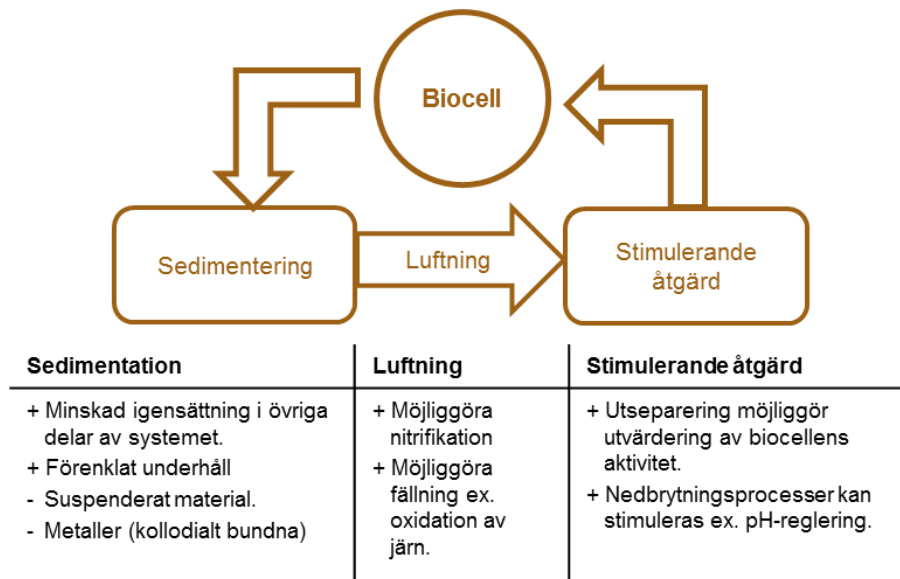
Behandling av processvatten (3) kräver idag två dammar och den första dammen har visat sig innehålla mycket slam. Även om slammet till stor del härstammar från den idag bortkopplade matavfallsbehandlingen bör vatten från ytor behandlas i ett tidigare steg än den idag befintliga dammen med luftning. Från Praagh (2015) ges att mängden processvatten uppgår till cirka 32640 m³ (Tabell 12) (vid kontinuerligt flöde cirka 3,75 m³/h) exklusive biologisk behandling av matavfall. Baserat på den konceptuella modellen kan då omsättningstiden i luftningssteget variera mellan 2,1–2,65 timmar (Tabell 20). Vattnet tillförs även satsvis om 0,5 m³ vilket även borde innebära att vatten i sedimentationssteget i perioder är stilla för att därefter cirkuleras och luftas.

Tabell 20 Flödesmängder per dygn, beräknad omsättningstid för sedimentationssteg och ytbelastning för föreslaget filter vid behandling av dagvatten och processvatten ÅVC respektive processvatten på Rönneholm.

Flöde	Flödesmängd	Omsättningstid sedimentationssteg (8-10 m ³)	Ytbelastning filtersteg (yta 12 m ²)
ÅVC	11 m ³ /dygn	17,5-22,2 h	0,9 m ³ /m ² och dygn
Processvatten	89 m ³ /dygn	2,1-2,6 h	

4.3.2 Biocellen

Jag rekommenderar att lakvatten från biocellen kopplas bort från det samlade flödet (provpunkt 3) och karakteriseras separat. Genom att behandla lakvattnet från biocellen (8000 m³ per år, Tabell 12) som ett separat flöde kan biocellens aktivitet utredas. Flödesmängden står i paritet med IFA-deponin varpå uppehållstider och filterbelastning bör vara liknande. Möjligen går det också att vidta åtgärder för att aktivera och stimulera nedbrytning (Figur 13). Beroende på de indikationer som ges av lakvattnet kan exempelvis åtgärder som luftning, pH-reglering eller liknande vidtas innan vattnet recirkuleras i biocellen.



Figur 13 Schematiskt flöde för föreslagen åtgärd med grundläggande princip för recirkulering av lakvatten. Positivt tecken visar på fördel eller förväntad positiv reningseffekt. Negativt tecken visar på nackdel alternativt på reduktion av förorening.

5. Diskussion

I teoridelen av denna rapport sammanställdes information kring deponiers uppbyggnad, lakvattens bildning, sammansättning och de krav som ställs på verksamhetsutövare att behandla det uppkomna lakvattnet. Idag överläter 42 av 70 avfallsanläggningar behandlat eller obehandlat lakvatten till ett kommunalt avloppsreningsverk. På avloppsreningsverken föreligger även ett krav utifrån (REVAQ) om att inte ta emot lakvatten från deponier i syfte om att förbättra slamkvaliteten. Vilket i sin tur är en förutsättning för fortsatt slamspridning på jordbruksmark. I samband med detta finns även en ambition om att lakvatten skall behandlas lokalt. Rådande deponilagstiftning och den generellt minskande trenden vad avser minskande avfallsmängder till deponering har även bidragit till att ett flertal mindre avfallsanläggningar avslutats.

Som en del i att hantera dessa kommande utmaningar har jag utarbetat en konceptuell modell kring modulbaserad lakvattenbehandling (Figur 9). Koncepteten grundar sig till stor del på den kravspecifikation som listas i kapitel 2.7. Kravspecifikationen efterfrågar behandlingslösningar som är kretsloppsbaseade, med litet behov av kemikalier. I samtal med verksamhetsutövare och andra sakkunniga inom området har behovet av ett system som är enkelt och robust uttalats. Utifrån den generella kravspecifikationen och diskussioner med verksamhetsutövare och yrkesverksamma inom området har följande krav urskilts som avgörande för metoder tänkta att tillämpas i modulerna.

- ▶ Metoden ska vara kretsloppsanpassad, energimässigt gynnsam och inte generera stora mängder avfall.
- ▶ Metoder ska vara beprövade och driftsäkra.
- ▶ Metoderna skall inte kräva processkemikalier och ett minimalt behov av underhåll och övervakning.
- ▶ Tekniken ska ta hänsyn till platspecifika förutsättningar som ytor, tillgång till värme och el från deponigas med mera.

Den presenterade modellen bygger på användandet av material som är vanligt förekommande inom den dagliga verksamheten på avfallsanläggningarna. Fokus har legat på nyttjandet av befintliga resurser i form av maskiner, utrustning och till viss del även potentiella filtermaterial. Variationen i

containerstorlek möjliggör en längre omsättningstid för mindre vattenflöden i exempelvis ett sedimentationssteg. Även i efterföljande steg kan stora filtervolymerna tillföras, begränsande är filtermedias densitet. Av praktiska skäl bör inte en enskild modul ha en totalvikt över cirka 12 ton baserat på maximal bruttovikt för en treaxlad lastbil (SFS 1998:1276, 4 kap.). För lättare filtermedia exempelvis träflis eller torv kan filtervolymerna om 30-40 m³ bli aktuella medan för tyngre filtermaterial som sand och betong begränsas filtervolymerna av den högre densiteten. Den ungefärliga bottenytan för flis- och schaktcontainrar uppgår till cirka 12 m².

Modellens styrka ligger i flexibiliteten att anpassa behandlingen efter förutsättningar som exempelvis tillgången på ytor eller möjlighet att separera ut delflöden. Därmed kan konceptet tillämpas på flera platser samtidigt eller efter behov på olika flöden inom samma anläggning. Flexibiliteten möjliggör också för att komplettering av filterbäddar, extra luftningssteg eller partikelfilter utan att kräva permanenta installationer. Ambitionen att i huvudsak nyttja självfall, restmaterial och befintliga resurser gör modellen driftsäker och robust under underhåll kan skötas av befintlig personal.

Vid användandet av filtermaterial för fastläggning av exempelvis metaller i filtermaterial kan ett farligt avfall uppstå. Vid val av filtermaterial bör därmed material som kan omhändertas genom traditionell avfallshandling väljas. Exempelvis kan organiska filtermaterial som torv, tallbark eller liknande förbrännas efter användning och metaller kan därmed uppkoncentreras i askorna. Användandet av restprodukter som filtermaterial kan ifrågasättas. Risken finns att filtermedia lakar föroreningar och kan förändra lakvattnets karaktär. Inom Sysav förekommer en diskussion om att investering i kvalitetssäkrade processkemikalier och filtermedia initialt kan ge en högre kostnad men till följd av förbättrad processeffekt ger en lägre slutkostnad (Leander, 2015).

Vad avser förväntad reningsgrad för modulsystemet så har bland annat SORBUS-systemet påvisat reningseffekter för metaller i filtersteget på 0-60% och 19-55% för suspenderat material. Reningseffekten i SORBUS dammsteg uppgår till 83 % för fosfor, 49 % för kväve, 81-90 % för olika metaller och 93 % för SS (Aldheimer, 2006). För filtersteget bör det vara rimligt att förvänta sig liknande resultat för modulsystemet, vad avser dammsteget som motsvaras av sedimentationssteget blir troligen inte reningseffekten lika stor då effekten troligen är starkt korrelerad till omsättningstiden. De från SORBUS påvisade reningseffekter motsvarar även de reningseffekter som kan komma att krävas av det presenterade modulsystemet om utsläpp av lakvatten till recipient är det huvudsakliga syftet.

5.1 Tillämpning av behandlingstekniker

Utifrån ovanstående resonemang har några behandlingstekniker valts ut som särskilt lämpade för modulsystemet. En kort diskussion kring teknikerna görs i detta avsnitt innan de tillämpas i följande diskussionsavsnitt (5.2–5.4).

5.1.1 Luftning och sedimentation

Det inledande sedimentations och luftningssteget rekommenderas i stor utsträckning. Denna rekommendation grundar sig i att förutsättningar för nitrifikation och för avskiljning av suspenderat material i ett tidigt skede av behandlingen. Därigenom minskas och förenklas underhållsbehovet samtidigt som syresättningen av lakvattnet minimerar behovet av nitrifikationssteg i ett senare skede i behandlingen. För fysikaliska filter exempelvis sandfilter rekommenderas att suspenderat material och järn avskiljs i ett tidigt skede (Hoyer & Persson, 2007), förslagsvis genom sedimentation.

Luftning av lakvatten i dammar är en utbredd metod som uppvisar goda egenskaper för reduktion av exempelvis kväve, COD, BOD och även till viss del tungmetaller. Reduceringseffekten är beroende på uppehållstiden vilken rekommenderas till minst 15 dagar, även om goda effekter uppvisats redan efter 10 dagar (Hoyer & Persson, 2007). Dessa uppehållstider bedöms inte rimliga att uppnå i modulsystemet till följd av modulernas begränsade volym. Samtidigt så kan efterföljande steg dimensioneras så att dessa förlänger omsättningstiden samtidigt som exempelvis biologisk rening möjliggörs. Luftningen kommer därmed i huvudsak bidra till att syresätta lakvattnet för att möjliggöra nitrifikation och slutligen denitrifikation i ett senare steg. Samtidigt kan luftning och turbulens i vattnet bidra till avgasning av flyktigare ämnen och reducera luktproblem.

Effekten av luftning och efterföljande sedimentation har prövats på lakvattnet i Rönneholm (Buijtenhuijs, 2014). Försöket visade goda effekter på nitrifikation, denitrifikation, även reduktion av BOD, COD och tungmetaller till följd av sedimentation har påvisats.

5.1.2 Biologiskt och separationsfilter

Efterföljande filtersteg kan antingen bestå av ett biologiskt filter eller filter avsett för sorption eller fysikalisk avskiljning. I vissa fall uppstår kombinationseffekter där material för sorption även fungerar som bärarmaterial för bakterier. Även kombinations eller vertikala flerlagerfilter kan konstrueras för att ta till vara på kombinationseffekter i en modul.

För biologiska filter kan bärarmaterial som exempelvis betong- eller tegelkross användas. Även organiskt material som torv, träflis eller tallbark

kan användas. Tegelkross har visat sig fungera som bärarmaterial för bakterier och bidrar till reducering av BOD, COD och kväve (Jokela, et al., 2002). För reducering av metaller kan ett filterlager av tallbark tillföras. Tallbarken binder in metaller utan att tillföra organiskt material (Nehrenheim, et al., 2008). Torv och i synnerhet med inblandning av aktivt kol kan bidra till nedbrytning av organiska föreningar (Kalmykova, et al., 2014). I övrigt inverkar torvfilter positivt på reduktion av BOD och ammonium (Heavey, 2003). Försök har även gjorts med vetehalm och träflis i jämförelse med syntetiska bärarmaterial för biologisk reduktion av COD och kväve genom denitrifikation (Saliling, et al., 2007). Även membran bioreaktor (MBR) kan bli aktuellt och då i huvudsak en dränkt bioreaktor, SMBR (Submerged Membrane Bio Reactor) (Hoyer & Persson, 2007). I princip bygger dessa på att ett bärarmaterial, exempelvis geotextil, sänks ner i lakvattnet varpå en biofilm av alger och bakterier bildas. Konstrueras filtret så att vatten tvingas igen sker även fysisk separering av partiklar. Biofilmen bidrar i huvudsak till att reducera halterna av näringsämnen i lakvattnet. Biomembranets effektivitet gynnas även av att lakvattentemperaturen höjs (Hoyer & Persson, 2007), vilket kan vara en möjlighet till att nyttogöra spillvärme från deponigasförbränning.

Vad gäller sorptions- och fysikaliska filter har ett enskilt sandfilter visat sig olämpligt för behandling av lakvatten. I övrigt rekommenderas sandfilter för avskiljning av främst järn, mangan och suspenderat material. I ett tidigare genomfört examensarbete har vid dimensionering av sandfilter en medelbelastning om 2,4–4,8 m³/m² och dygn använts (Omidvar & Peedu, 2012). Sett till bottenytan (12 m²) för en container ger detta att en modul med sandfilter kan belastas med 28,8–57,6 m³ lakvatten per dag. Ett överliggande sandlager i en flerfilter konstruktion kan nyttjas för att förhindra igensättning av övriga delar av filtret (Kietlinska & Renman, 2005, Kalmykova, et al., 2014). Inbindning av metaller till olika restmaterial som benmjöl, järnspån och även aktivt kol har påvisats av Modin, et al. (2011). Även här rekommenderas en kombination av filtermedia för att täcka ett större spann av metaller.

5.1.3 Passiva naturbaserade behandlingstekniker

Dessa behandlingstekniker går inte att fullt ut implementera i det modulbaserade systemet. Men metoderna fyller en viktig funktion i en långsiktig strategi för omhändertagande av lakvatten. Att i ett tidigt skede konstruera passiva naturbaserade system för lakvattenbehandling visar på insikt om denna problematik och ett proaktivt agerande.

Konstgjord våtmark har i Sverige uppvisat reningseffekt för BOD (91 %), COD (65 %), N-NH₄⁺ (99,5 %) (Wojciechowska, et al., 2010). Våtmarken kan tillskillnad från bevattning ta emot vatten året om och ska periodvis

översvämmas för att skapa förutsättningar för nitrifikation och denitrifikation. Om lakvatten luftas innan utsläpp till våtmarken minskas arealbehovet då enbart denitrifikation behövs (Hoyer & Persson, 2007). Ett etablerat diversifierat vegetationsskikt krävs och bidrar till att förlänga våtmarkens aktiva period av reduktion av kväve och fosfor (Fraser, et al., 2004, Picard, et al., 2005). Våtmarker har även visat sig reducera halter av metaller med varierat resultat. Reduktionseffekten av metaller i våtmarken varierar efter bland annat vilken typ av vegetation som återfinns i våtmarken (Marchand, et al., 2010). Kadlec & Zmarthie (2010) påvisar reduktion av arsenik, barium, krom och zink med 29 %, 78 %, 67 % och 16 %. Knox et al. (2010) påvisar fullständig reduktion av koppar, reduktion av bly (83 %) och zink (60 %). Kombinationen av ett inledande luftningssteg, följt av filter och slutligen ett våtmarkssteg som del i ett passivt system rekommenderas av bland annat Kadlec & Zmarthie (2010). Lämpligheten av våtmarkssystem som en del av kostnadseffektivt passiv behandlingsteg styrks även av Bulc (2006). Förbehandling i syfte att reducera mängden suspenderat material och järnhalter reducerar risken för igensättning av systemet (Nivala, et al., 2007).

5.1.4 Övrig tillämpning av modulsystemet

I övrigt kan modulsystemet användas för att stimulera nedbrytning av avfall. Genom lakvattencirkulering kan nedbrytning påskyndas med ökad metanproduktion som följd (Townsend, et al., 1996). Stimulerad nedbrytning av deponerat avfall används i vissa fall som efterbehandlingsmetod av hela deponier i syfte om att på långsikt minimera nedbrytningseffekter och stabilisera avfallet (Reinhart & Al-yousfi, 1996). I princip kan detta sägas vara en omvänd strategi för hantering av deponerat avfall mot den idag rådande deponilagstiftningen i Sverige.

I labbskala har pH-reglering genom tillsats av buffert (KOH & NaHCO₃) visat sig inverka positivt på nedbrytningen av organiskt material och fastläggning av metaller (Erses & Onay, 2003). I jämförelse med prov som tillsattes buffert påvisades ett lägre pH, mindre mängd producerad metan och mindre nedbrytning av organiskt material i kontrollen. Vid tillsatt buffert påvisades även en effektiv reduktion av BOD och COD, möjligen till följd av bufferten möjliggjorde för pH-värdet att stiga över 7. Generellt krävs ett pH-värde över 7 för att aktivera metanogena bakterier (Agdad & Sponza, 2005). Lakvattencirkulering med pH-kontroll har även visat sig effektivt för stabilisering av deponier, det vill säga bidra till att bryta ner avfall i syfte om att i längden förhindra ytterligare nedbrytning. Den stimulerade nedbrytningen bidrog i sin tur till ökad metangasproduktion (San & Onay, 2001). pH-reglering sker genom att låta hela eller delar av lakvattenströmmen infiltrera genom att filter innehållandes betongkross, kalksten eller liknande som bidrar till att höja alkaliniteten i lakvattnet och därigenom pH-

värdet. Dock kan ett överskott av exempelvis CO_3^{2-} bidra till igensättning av dräneringssystem (Ruiz, et al., 2006).

Att enbart cirkulera lakvatten genom ett luftningssteg kan bidra till att ge en lokal begränsad påverkan på nedbrytningsprocesser. Tillskottet av syre kan sägas starta om deponins livscykel och påskynda deponigasbildningen. Åtgärden kan liknas vid luftning av deponier där luft blåses ner i deponin som åtgärd för att långsiktigt stabilisera avfall (Yang, et al., 2011).

Med tanke på det stora antal (cirka 8000) nedlagda kommunala deponier som finns i Sverige kan ett behov av mobila lösningar för efterbehandling och stabilisering av avfall komma att bli allt mer aktuellt. Särskilt om drift- och investeringskostnader hålls nere. Beroende på recipient och eventuellt läckande vattens beskaffenhet kan även modulsystemet fungera som tillfällig lösning till dess att en mer permanent lösning implementerats eller tills behandlingsbehovet reducerats.

5.2 Albäck

Lakvattnet på Albäck bedömdes som metanogent och vars huvudsakliga behandlingsbehov fokuserades kring näringsämnen, suspenderat material, BOD och COD. Om beslut tas att förbehandlat lakvatten ej längre får avlämnas till avloppsreningsverk kan Albäcken komma att bli en trolig recipient. Som diskuterats och rekommenderats tidigare bör nuvarande och kommande lakvattenbehandling ytterligare integrera naturbaserade behandlingssystem. Vad gäller eventuella begränsningsvärden kan det komma bli aktuellt att integrera begränsningsvärden för Öresund snarare än för söt-vattenrecipient. Behovet av behandling kan då komma att minska och ingen begränsning vad avser exempelvis innehåll av klorid tillämpas.

5.2.1 Åtgärdsförslag

Albäcksdeponin är sedan 2008 är avslutad och inget nytt avfall tillförs. Den generella trenden för lakvattnet är avtagande föroreningskoncentrationer och i samband med färdigställandet av sluttäckning och tätskikt förväntas mängden lakvatten minska (Leander, 2015). Då deponin övergått till efterbehandlingsfas, om minst 30 år, bör lakvattenbehandlingen under denna tid omarbetas så att behandlingen övergår till att behandlas i ett passivt system med minimalt krav på underhåll eller drift. Det presenterade åtgärdsförslaget avser att verka kompletterande till befintlig behandling i syfte om att möjliggöra och underlätta övergången till ett naturbaserat system. Likaså minskar anläggnings känslighet för eventuellt kommande restriktion för avlämning av lakvatten till avloppsreningsverk.

Åtgärdsförslaget baseras på medelvärdet (129 679 m³) för mängden recirkulerat lakvatten i behandlingssystemet vilket motsvarar cirka 355 m³ lakvatten per dag. Sett till dimensioneringen för sedimentationssteg och filterbelastning (Tabell 17) skulle det krävas cirka 10 filtermoduler för att behandla hela den totala lakvattenmängden per dag. Omvänt kan då en tiondel av det dagliga vattnet behandlas med en modul, kanske är detta tillräckligt för att hantera några av de variationer som påvisats under lakvattenutvärderingen. Belastningen för filtermodulen skulle då komma att hamna inom det tidigare presenterade intervallet för ytbelastning, 2,4–4,8 m³/m² och dygn. Gällande de föreslagna möjliga filtermaterialen har deras förväntade effekter och tillämpningar diskuterats under kap 5.1.2.

Övergången till ett mer naturbaserat system har prövats på den sedan länge nedlagda deponin Sankt Hans backar i Lund där ett dammsystem upprättats. Ett examensarbete (Flodin, 2015) har nyligen genomförts med syfte att utreda dammsystemets effektivitet. Reningseffekt har påvisats men systemet ansågs inte helt etablerat. Flodin (2015) påpekar dock att passiva biologiska system utgör en bra och möjlig lösning för behandling av lakvatten med låga föroreningsnivåer.

Flodins (2015) resonemang kring den inledande fasen för naturbaserade system där önskad effektivitet inte uppnåtts visar på ett ytterligare tillämpningstillfälle för modulsystemet. Genom att tillfälligt etablera moduler kan dammsystemet avlastas och tillfälligt förbättra effektiviteten tills den naturliga behandlingen uppnått önskad effekt.

Dagvatten inom anläggningen

Vatten från omlastningsytor på Albäck leds in till den samlade lakvattenströmmen efter att passerat en oljeavskiljare. Från litteraturen ges att vatten från denna typ av ytor ofta innehåller höga halter av organiskt material BOD₇, COD_{Cr}, suspenderat material och tungmetaller (Junestedt, et al., 2003). Då ingen analysdata fanns för detta vatten rekommenderades ingen åtgärd men baserat på liknande vatten från övriga praktikfall är det troligt att enbart ett sedimentationssteg kan vara tillräckligt.

5.3 Måsalycke

Till skillnad från de andra anläggningarna är den sammantagna lakvattenmängden mindre på Måsalycke än de andra anläggningarna. Lakvatteninsamlingen är även till större del uppbyggd kring flera mindre flöden. Närmsta recipient utgörs av Björnbäcken varpå begränsningsvärden för sötvattenrecipient bedömts rimliga. I realiteten kan de begränsningsvärden som blir aktuella vid en ambition om utsläpp till recipient bli lägre alternativt högre beroende på recipientens beskaffenhet. I viss utsträckning kan

högre krav komma att begränsa tillämpningen av modulbaserad lakvattenbehandling.

Ingen åtgärd har tagits fram för flödet B14 även om här påvisas högre halter av näringsämnen, BOD₇ och COD_{Cr} än övriga flöden. Flödet är det enskilt största delflödet och kan även i fortsättningen tillföras det befintliga behandlingssystemet. I samband med att sluttäckningen av den avslutade deponin färdigställs kan den sammanlagda lakvattenmängden från deponin komma att minska. För flödet B14 kan det därmed i framtiden bli aktuellt att utvärdera behovet av andra behandlingslösningar.

5.3.1 Åtgärdsförslag

De uppmätta flödena för L2 och Q20 ger för det inledande sedimenteringssteget en omsättningstid om cirka 9,4–11,7 timmar beroende på volymen (Tabell 18). För flödet B10 ges liknande omsättningstid. Sett till det resonemang som presenterats kring luftade dammar är inte omsättningstiden tillräcklig för att biologiskt reducera halterna av syreförbrukande ämnen eller näringsämnen.

För de båda flödena har jag förslagit ett filtersteg för avskiljning av främst järn, mangan och suspenderat material. Som tidigare presenterats har sandfilter visat sig effektiva på att avskilja just dessa parametrar och gynnas av att lakvattnet förbehandlas. Vid ett genomsnittligt dygnsflöde om 20,4-24 m³/dygn (Tabell 18) blir belastningen på ett sandfilter med yta om 12 m² liten och även vid ett fördubblat flöde ligger belastningen inom det tidigare presenterade belastningsintervallet (2,4–4,8 m³/m² och dygn). Likt resonemanget för Albäck kan även en flerfilter konstruktion bli aktuell för att skapa förutsättning för biologisk rening i syfte att reducera främst BOD, COD och näringsämnen. Då syftet med separering av flöden i huvudsak är att bli kvitt vatten till recipient kan en konstgjord våtmark vara tillräcklig för att tillgodose behovet av biologisk rening.

Dagvatten inom anläggningen

Mängden vatten från ytor uppgick 2014 till cirka 19 % (7790 m³) av det totalt behandlande lakvattenflödet. Analysdata saknas för detta flöde men rimligen kan vattnet periodvis innehålla större mängder suspenderat material. Idag sorteras, behandlas, mellanlagras eller omlastas avfall på anläggning. Bland annat krossas gips på anläggningen vilket borde kunna medföra att gipspartiklar förs med avrunnet vatten. Med tanke på den höga konduktiviteten och till viss del stora mängderna klorid i övriga lakvattenflöden kan det vara av intresse att behandla dagvattnet för att möjliggöra utspädning av övriga flöden.

Sett till den totala vattenmängden blir inte den totala belastningen (genomsnittligt dygnsflöde 21,5 m³/dygn) på ett modulsystem bestående av ett

inledande luftningssteg och efter följande filtersteg särskilt stor utan är jämförbar med lakvattenflödena L2 och Q20. Ett kontinuerligt flöde är inte att förvänta varpå inledande luftnings och sedimentationssteg bör dimensioneras så att en viss utjämningskapacitet uppnås alternativt kompletteras med en utjämningsdamm. Förslagsvis görs detta genom att fördubbla volymen för detta steg, antingen genom två moduler eller genom att nyttja en större container.

Efterhand som deponin sluttäcks begränsas också lakvattenbildningen, andelen vatten från ytor kommer därmed öka. Att i ett tidigt skede avskilja detta flöde förbättrar förutsättningarna för att slutligen reducera behovet av aktiv lakvattenbehandling.

5.4 Rönneholm

Skillnader mellan den nedlagda deponin och IFA-deponin kan troligen härledas till de deponerade massornas sammansättning. IFA-deponin uppvisar lägre halter av BOD₇, COD_{Cr}, suspenderat material, kväve och fosfor. Samtidigt uppvisar IFA-deponin en högre konduktivitet vilket kan förklaras med att avfallet i deponin består av mer av oorganiskt material och representerar ett lakvatten som kommer bli mer vanligt ifrån de idag aktiva och moderna deponierna (Junestedt, et al., 2009). Idag deponeras företrädesvis mest glas- och mineralfiberull och schaktmassor (IFA). Den förväntade urlakningen kommer därmed bestå av metaller och salter. Den nedlagda deponin uppvisar generellt högre halterna av näringsämnen, kväve och fosfor från det organiska avfallet. Dessa generellt högre halter kan möjligen även härledas till dagvatten som idag avleds till provpunkt 1, centrala pumpdammen. Likaså kan dagvatten ha inverkat på halterna av suspenderat material och även metallhalter. Den låga BOD₇-halten kan förklaras med att deponin har mognat, det vill säga att nedbrytningsprocesserna är långt gångna.

Vad avser processvattnet har vatten från matavfallsbehandling nu separerats ut varpå dagens halter av exempelvis BOD, COD och suspenderat material är lägre. Möjligen kan denna minskade belastning på behandlingsdammarna 1 och 2 förbättra behandlingseffekten på lakvattnet.

Rönneholm har redan idag begränsningar i tillstånd vad avser innehåll för vatten som avlämnas till recipient. Idag innefattas inte metaller i tillståndet men en förändring i lakvattenstrategi kan i framtiden komma att förändra tillståndsmyndighetens inställning och begränsningsvärden för metaller komma att tillämpas. Troligen kan då begränsningsvärden liknande de som presenterats för sötvattenrecipient bli aktuella.

5.4.1 Åtgärdsförslag

För den idag nedlagda deponin på Rönneholm rekommenderar jag en två stegs lösning med inledande luftnings och sedimentationssteg och efterföljande biologisk rening. Likt för övriga rekommendationer är det huvudsakliga syftet med sedimentationssteget att försöka avskilja partiklar i ett tidigt skede. Det biologiska steget är avsett att påskynda nitrifikationsprocesserna innan vattnat tillförs den centrala pumpdammen. I ett separat modul steg kan även restvärmen från deponigasförbränningen utnyttjas mer effektivt. I likhet med åtgärdsförslaget för Albäck är dygnsflödet på Rönneholm stort (Tabell 19) och åtgärden bör tillämpas som en komplettering. Genom att behandla en tiondel av flödet alternativt omsätta vatten från den centrala pumpdammen kan uppehållstiden i det biologiska steget förlängas och till viss del anpassas efter behov.

Icke farligt avfall deponin har ett lakvatten med högre konduktivitet, metallkoncentrationer och möjligen problem med svavelföreningar. Jag har föreslagit ett sorptionsfilter för fastläggning av metaller. Dygnsflödet från IFA-deponin är relativt den nedlagda deponin litet, sett till dimensionering av anläggningen uppnås en lämplig ytbelastning för filter (1,8 m³/m² och dygn, Tabell 19). Som visats i Formel 1 kan metaller binda in till humusmaterial varpå ett filter av organisk karaktär är att föredra. Praagh et al. (2015) har under den genomförda lakvattenutredningen dragit liknande slutsatser och genomfört ett pilotförsök med filter baserat på torv och aska.

Dagvatten inom anläggningen

Vattnet från återvinningscentralen bör kunna behandlas genom ett system liknande SORBUS-anläggningen i Stockholm. Vid SORBUS-anläggningen användes drygt 800 liter tallbark som filtermaterial för behandling av cirka 3000 m³ vatten (Aldheimer, 2006). En ökad dimensionering och användande av exempelvis en i avfallsbranschen vanlig fliscontainer möjliggör ökning av filtervolymen till uppemot 45 m³, vilket i förhållande till SORBUS får anses vara en kraftig överdimensionering.

Vid hantering av dagvatten från ytor kan inte ett kontinuerligt flöde anses representativt, likaså kommer en kraftig nederbörd skölja med sig stora mängder suspenderat material. För att kunna hantera en kraftig nederbörd rekommenderas därför att det inledande sedimentationssteget byggs upp av två moduler (2×10 m³), vilket i sin tur fördubblar omsättnings-tiden, samtidigt som modulerna agerar utjämningsmagasin vid större nederbördsmängder.

Processvatten

Processvattnet (3) pumpas idag till behandling i två behandlingsdammar. Som visat i avsnittet för fallstudierna (Tabell 14) förekommer ingen effektiv

reduktion av kväve, tvärtom stiger halten av ammonium från till det slutliga behandlingssteget. Avgörande för denna process är innehållet av syre i vattnet för att möjliggöra nitrifikationsprocesser. Det förslagna sedimentations- och luftningssteget kan rimligen kompletteras med ett biologiskt filter eller en luftningstrappa för att i större utsträckning syresätta lakvattnet. Luftningstrappan, alternativt konstgjord bäck, med möjlighet till påväxt av exempelvis alger kan bidra till förlängd omsättningstid av lakvatten, biologisk rening och ökad avdunstning. På så sätt skapas ett passivt biofilter som satsvis tillförs nytt vatten och omsättningstiden förlängs för att möjliggöra reduktion av exempelvis näringsämnen (Hoyer & Persson, 2007).

Möjligen är behovet av metallavskiljning inte lika kritiskt på Rönneholm till följd av det efterföljande bevattningssteget varpå fastläggning av metaller i inledande fas inte är nödvändigt.

Biocellen

Ytterligare uppdelning av processvattenströmmarna (3) kan utreda vilken inverkan som lakvattnet från biocellen har på processvattenflödet. Biocellen uppges producera enbart små gasmängder vilket ger indikationer på att cellen inte fungerar som avsett och att nedbrytningsprocesser möjligen kan inhiberats. Ytterligare förklaring till de begränsade gasmängderna kan vara läckage i täcksiktet något som dock inte kunnat påvisas (Rosqvist, 2013). Beroende på egenskaperna för biocellens lakvattenström kan denna vara ansvarig för det låga pH-värdet i processvattnet då organiska syror bildats vid nedbrytningsprocesser.

Genom att separera ut flödet kan åtgärder vidtas för att stimulera nedbrytning och gasproduktion i biocellen genom exempelvis pH-reglering och/eller luftning. Som diskuterats i Kap. 5.1 har befintliga tekniker som kan implementeras i moduler tillämpas så att luftning alternativt pH-reglering möjliggörs.

Vad gäller flödesmängd uppgår årsflödet till 8000 m³ per år vilket medför att modulsystemet kan hantera flödesmängden och att omsättningstider och filterbelastningar faller inom rimliga intervall.

5.5 Sammanvägd diskussion

Under prövningen av modulkonceptet i praktikfallen har flertalet lärdomar dragits. I huvudsak är dessa kopplade till den praktiska tillämpningen i form av hantering av vattenflöden. Modulkonceptet begränsas av modulernas volym. Vid större flöden kvarstår behovet av utjämningsmagasin. I mindre flöden kan delar av vattnet buffras i modulerna utan att breddning sker. Utjämningsbehovet är begränsande för modulsystemet även i de fall stora flödesvariationer finns exempelvis vid dagvattenhantering. Att helt

utesluta dammar som lak- och dagvattenmagasin vid tillämpningen av modulsystemet kan komma bli svårt och är i stort beroende av flödesmängdsvariationen.

Generellt kan sägas att vid större eller varierande flöden som exempelvis i Albäck eller Rönneholm kan modulkonceptet utgöra en kompletterande åtgärd. Konceptet kan även användas för utseparering av mindre flöden som i praktikfallet Måsalucky. För anläggningar som Måsalucky kan modulkonceptet tillämpas för att separera ut flöden och enskilt behandla dessa för att i ett tidigt skede för att överföra vattnet till recipient.

Åtgärdsförslagen i rapporten grundar sig i huvudsak på lakvattenutvärderingen och jämförelse med lakvattendata från litteratur. Även om begränsningsvärden finns och hade kunnat utgöra grund för åtgärdsförslagen har dess fått en mindre roll. Detta beror i huvudsak på att rapportens huvudsakliga syfte att teoretisk tillämpa modulsystemet. Även rent praktiska aspekter som att ett eventuellt förslag i så fall hade behövt ta hänsyn till utspädningsfaktorer och mer specifika platspecifika förutsättningar för recipienten. Rapporten hade då avvikit från syftet och blivit mer av en lakvatten- och recipientutredning än en teoretisk tillämpning av modulsystemet.

Behandling av separata flöden inom deponin kan bli allt mer aktuellt då lakvattnets karaktär förändras eller förhållandet mellan andra förorenade vatten och lakvatten förändras. Därigenom bör behovet av lakvattenbehandling, eller åtminstone behovet av lagringskapaciteten och belastningen på behandlingssystemet kunna minskas. Lakvatten med höga salthalter blir svårbehandlade i modulsystemet då exempelvis kloridjoner är mobila och salter generellt är lösliga i vatten. Som föreslagits och diskuteras under åtgärdsavsnitten kan ett separat flöde behandlas enskilt för att reducera problematiska specier och därefter sammanföras med övriga lakvattenflödet och genom utspädning reducera salthalter.

Vad gäller dimensionering så dras slutsatser från praktikfallen att modulsystemets övre begränsningar är vid ett årsflöde om cirka 20000 m³. Vid ett kontinuerligt flöde (54,8 m³/dygn) nära på tangeras den övre gränsen (57,6 m³/dygn) för medelbelastning för sandfilter och ger en omsättningstid i sedimentationssteget på lite drygt 4,4 timmar. För biologiska filter är uppehållstid såväl som temperatur avgörande för reningseffekten. Som föreslagits kan spillvärme från deponigasförbränning omhändertas och värma lakvatten för att reducera uppehållstiden. Vid det ovanstående dygnsflödet på 54,8 m³/dygn blir den beräknade omsättningstiden i en 40 m³ modul 17,5 timmar. Att dra några slutsatser kring huruvida dessa omsättningstider är tillräckliga för att uppnå några reningseffekter är svårt. För att ytterligare utreda modulkonceptets faktiska begränsning och effektivitet ges som en slutlig rekommendation att konceptet lyfts från en teoretisk prövning till en praktisk tillämpning.

I denna rapport har fokus lagts på nyttjandet av restmaterial eller naturliga material som filtermedia. I fortsatta undersökningar bör även artificiella filtermedia tas i beaktning, exempelvis finns syntetiska bärarmaterial på marknaden med en stor specifik yta i förhållande till volym. Användandet av filtermedia med känt ursprung reducerar också risken för eventuell urlakning av föroreningar från restmaterial. Till viss del bidrar även användandet av organiska filtermedia till miljömålet en Giftfri miljö. Ansamling av föroreningar och oönskade ämnen till material som kan omhändertas genom exempelvis förbränning. Vid förbränning destrueras en stor mängd organiska föroreningar och i askan uppkoncentreras metaller som vid deponering utesluts från kretsloppet.

I kapitel 1.3 Syfte och Frågeställning nämns att organiska substanser inte tagits i beaktning under utformning av modulkonceptet. Samtidigt så är det rimligt att organiska ämnen är närvarande i lakvattnet. Problematiken kring närvaro av läkemedelsrester i avloppsvatten är känd. Även andra organiska substanser som petroleumprodukter och bekämpningsmedel kan förekomma. Samtidigt har fastläggning och nedbrytning av organiska ämnen påvisats i kombinationsfilter (sand, torv och granulerad aktiv kol) (Kalmykova, et al., 2014).

Efter den av lagstiftningen stipulerade efterbehandlingstiden om 30 år kan verksamhetsutövarens ansvar komma att avskrivas. Då nuvarande deponilagstiftning bidrar till konservering av avfall är det rimligt att förvänta sig att deponin långt efter dess avslut kommer generera ett förorenat lakvatten. Samtidigt föreskrivs en utformning av sluttäckning som skall vara beständig i 100 till 1000-tals år. En konstruktion av denna typ kräver stora mängder material och resurser utan att ta hänsyn till ett eventuellt kommande behov av att utvinna de resurser som finns i deponierna genom landfills mining. Om funktionen kan säkerställas under denna tid får framtiden utvisa. Om funktionen avtar kan syre komma att tränga in i deponin och oxiderande förhållande inträder vilket bidrar till ökad nedbrytning av organiskt material och urlakning av metaller.

I ett vidare perspektiv bidrar dagens deponilagstiftning till att skjuta upp och förlänga den aktuella problematiken kopplad till avfall och de utsläpp som är relaterade till deponier. Genom att proaktivt vidta åtgärder för att stimulera nedbrytning av avfall kan stabilisering och behovet av efterbehandling reduceras.

5.5.1 Sammanställning åtgärdsförslag

I Tabell 21 sammanställs dimensionerande flöde, belastning på moduler i form av omsättningstid eller ytbelastning för konceptmodellen och samtliga praktikfall. Under kolumnen kommentarer ges en kortfattad sammanfattning av flödesegenskaper som legat till grund för förslagen.

Tabell 21 Sammanställning över dimensionerande flöde för modulkonceptet och åtgärdsförslag för praktikfallen. Omsättningstider och ytbelastning filtersteg redovisas för respektive åtgärdsförslag.

Dimensionerande flöde modulkoncept					
Flödesmängd, år.	Flödesmängd, dygn.	Omsättningstid sedimentationsssteg (8-10 m ³)	Omsättningstid biologiskt steg (12-45 m ³)	Ytbelastning filtersteg (yta 12 m ²)	Kommentar
20 000 m ³	54,8 m ³	3,5-4,4 h	5,2-19,6 h	4,6 m ³ /m ² och dygn	Uppskattat teoretiskt maximalflöde, ingen hänsyn har tagits till förväntade reningseffekter.
Åtgärdsförslag Albäck					
Flöde	Flödesmängd	Omsättningstid sedimentationssteg (8-10 m ³)		Ytbelastning filtersteg (yta 12 m ²)	Kommentar
Lakvatten	355 m ³ /dygn	0,5-0,65 h		29,6 m ³ /m ² och dygn	Lakvatten med generellt låga metalhalter i jämförelse med litterturvärden. Behandlingsbehov kopplat till i huvudsak innehåll av organiskt material och närsalter.
Åtgärdsförslag Måsalycke					
Flöde	Flödesmängd	Omsättningstid sedimentationssteg (8-10 m ³)		Ytbelastning filtersteg (yta 12 m ²)	Kommentar
L2 & Q20	20,4 m ³ /dygn	9,4-11,7 h		1,7 m ³ /m ² och dygn	I jämförelse med övriga praktikfall mindre flöden som i jämförelse med litterturvärden påvisar något högre

B10	24 m ³ /dygn	8-10 h		2 m ³ /m ² och dygn	metallhalter än medel. Behandlingbehov inför utsläpp till recipient i huvudsak kopplat till BOD, TOC och näringämnen.
Åtgärdsförslag Rönneholm					
Flöde	Flödesmängd	Omsättningstid sedimentationsteg (8-10 m ³)	Omsättningstid biologiskt steg (12-45 m ³)	Ytbelastning filtersteg (yta 12 m ²)	Kommentar
Nedlagd deponi	197 m ³ /dygn	1-1,2 h	1,4-5,5		Två skilda lakvattenflöden sett till volym och innehåll. I jämförelse med litteraturvärden påvisas enstaka avvikelser. Behandlingsbehov för lakvatten från den nedlagda deponin är i huvudsak kopplat till innehållet av suspenderat material och näringsämnen. Lakvatten från IFA-deponin har större behov av metallavskiljning.
IFA-deponi	22 m ³ /dygn	8,8-11 h		1,8 m ³ /m ² och dygn	
ÅVC	11 m ³ /dygn	17,5-22,2 h		0,9 m ³ /m ² och dygn	Ingen analysdata finns för detta vatten men genom avskiljning av suspenderat material genom sedimentation och metallavskiljning genom ett filter bör vara tillräckligt för att möjliggöra utsläpp till recipient.
Processvatten	89 m ³ /dygn	2,1-2,6 h			Processvattnet innehåller generellt högre halter BOD, COD, suspenderat material än övriga vatten varpå ett sedimentationsteg rekommenderas med syfte att minska underhållsbehovet för resterande del av behandlingskedjan. Även luftning krävs för att reducera andelen ammoniumkväve.

6. Slutsats

Utifrån den tidigare diskussionen och prövningen av modulkonceptet i praktikfallen har följande slutsatser dragits.

- ▶ Från avfallsbranschen och intressenter lyfts ett övergripande behov av flexibla lösningar med låga drift- och underhållskostnader. Modulkonceptet kan möta och uppfylla dessa krav.
- ▶ Det lagstiftande kravet om efterbehandling i 30 år kan komma att innebära en övergång till naturbaserade behandlingssystem för att möta ovanstående krav.
- ▶ Vid den teoretiska prövningen av modulsystemet i de tre praktikfallen uppvisas en bredd i tillämpning vad gäller flödesmängder och lakvattenkvalitet. Samtliga praktikfall bedöms ha goda förutsättningar för att i någon omfattning implementera konceptet för utvärdering.
- ▶ I de undersökta praktikfallen har i huvudsak suspenderat material, näringsämnen, BOD och COD varit avgörande parametrar för utformning och val av behandlingsmetod.
- ▶ Modellens teoretiska begränsningar har utvärderats och ett enskilt kontinuerligt årsflöde om 20000 m³ anses utgöra den maximala flödeskapaciteten.
- ▶ Tillämpningen av behandlingsmetoder och val av filtermedia med mera bör undersökas vidare för utreda dess praktiska effekt i modulsystemet.

Vidare bör en pilotstudie utformas med syfte att utröna konceptets praktiska kapacitet och även filterstegens effektivitet. Om möjligt bör även försök genomföras i syfte att nyttigöra spillvärme från gasförbränning till att öka effektiviteten i ett biologiskt reningssteg. Användandet av artificiella och kvalitetssäkrade filtermedia ska inte uteslutas, snarare utredas ytterligare. Vidare bör behandlingens effekt på nedbrytning och reducering av oönskade organiska föreningar undersökas och prövas.

Tack

Jag vill börja med att tacka min studentkollega Arvid Hjelmér för stöd, diskussioner och underhållning under rapportskrivningen. Ett stort tack till Håkan Rosqvist, Tyréns, som inte bara bidragit med handledning utan även med sin branschkunskap och sitt stora nätverk. Vidare tackar jag Håkan Wallander, Lunds Universitet, för granskning och åsikter kring rapportens utformning och innehåll.

Tack till Per Leander (Sysav), Bengt Svensson och Martin Svensson (MERAB) för diskussioner, material och för att ni tog er tid och visa upp respektive verksamhet.

Jag vill även ge tacka Peter Flyhammar (SGI) och Kerstin Hoyer (Malmberg Water Treatment) för era åsikter och reflektioner kring avfallsbranschen och vattenrening.

Slutligen ett stort tack till Geoteknik och Miljögeo & grundvatten på Tyréns som med öppna hjärtan och mycket humor gjort hösten minnesvärd.

Referenser

- Agdad, O. N. & Sponza, D. T., 2005. Effect of alkalinity on the performance of a simulated landfill bioreactor digesting organic solid wastes. *Chemosphere*, Volym 59, pp. 871-879.
- Aldheimer, G., 2006. *Sorbus - Reningsanläggning för dagvatten. Rapport 12.*, Stockholm: Stockholm Vatten AB.
- Arvidsson, L. o.a., 2012. *Avfall Sveriges Deponihandbok. Rapport D2012:02*, Malmö: Avfall Sverige.
- Bergström, S. & Fråne, A., 2011. *Uppskattning av framtida gaspotential i två skånska deponier - Fallstudier av Fällborna, Helsingborg och Albäck, Trelleborg.* Lund: Lunds Universitet. Institutionen för Teknik och Samhälle.
- Bjerg, B., 2011. *Metodik för att förhindra metanemissioner från avfallsdeponier, tillämpad vid Albäcksdeponin, Trelleborg.* Lund: Lunds Universitet. Geologiska institutionen.
- Bozkurt, S., Lucisano, M., Moreno, L. & Neretnieks, I., 2001. Peat as a potential analogue for the long-term evolution in landfills. *Earth-Science Reviews*, Volym 53, pp. 95-147.
- Bozkurt, S., Moreno, L. & Neretnieks, I., 1999. Long-term fate of organics in waste deposits and its effect on metal release. *The Science of the Total Environment*, Volym 228, pp. 135-152.
- Bozkurt, S., Moreno, L. & Neretnieks, I., 2000. Long-term processes in waste deposits. *The Science of the Total Environment*, Volym 250, pp. 101-121.
- Buijtenhuijs, D., 2014. *Evaluation of pre-treatment method of wastewater at MERAB's waste treatment facility in Rönneholm.* Lund: Lunds Universitet. Ecotoxikologi.
- Bulc, T. G., 2006. Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment. *Ecological engineering*, Volym 26, pp. 365-374.
- Cargo Modul Trading AB, 2012. CMT. [Online] Available at: <http://www.cmt.se/lastvaxlarflak/> [Använd 30 11 2015].
- CCME, 2014. *Canadian Council of Ministers of the Environment.* [Online] Available at: http://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/index.html [Använd 23 09 2015].
- Cossu, R., 2010. Technical evolution of landfilling. *Waste Management*, Volym 30, pp. 947-948.

- Dong, J. o.a., 2013. Effects of phosphorous on the stabilization of solid waste in anaerobic landfill. *Process Safety and Environmental Protection*, Volym 91, pp. 483-488.
- Erses, A. S. & Onay, T. T., 2003. In situ heavy metal attenuation in landfills under methanogenic conditions. *Journal of Hazardous Materials*, Volym B99, pp. 159-175.
- Flodin, J., 2015. *Rening av lakvatten från nedlagda kommunala deponier - Med St. Hans i Lund som fallstudie*. Lund: Lunds Tekniska Högskola. Institutionen för teknik och samhälle. Miljö- och Energisystem..
- Flyhammar, P., 2015. *Teknologie doktor, Deponirådgivning Statens Geotekniska Institut* [Intervju] (02 10 2015).
- Fraser, L. H., Carty, S. M. & Steer, D., 2004. A test of four plant species to reduce total nitrogen and total phosphorus from soil leachate in subsurface wetland microsoms. *Bioresource Technology*, Volym 94, pp. 185-192.
- Harstad, K., 2006. *Handling and assessment of leachates from municipal solid waste landfills in the Nordic countries. TemaNord 2006:594*, Köpenhamn: Nordiska ministerrådet.
- Heavey, M., 2003. Low-cost treatment of landfill leachate using peat. *Waste Management*, Volym 23, pp. 447-454.
- Hoyer, K. & Persson, K. M., 2007. *Om filtrering och andra fysikalisk-kemiska separationsmetoder för lokal behandling av lakvatten*, Lund: Lunds Universitet. Institutionen för bygg- och miljöteknologi, avdelningen för Teknisk Vattenresurslära..
- Jokela, J., Kettunen, R. & Rintala, K. S. J., 2002. Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate: low-cost nitrification in biofilters and laboratory scale in-situ denitrification. *Water Research*, Volym 36, pp. 4079-4087.
- Junestedt, C. o.a., 2003. *Karakterisering av utsläpp. Jämförelse av olika utsläpp till vatten. B1544*, Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet AB.
- Junestedt, C., Ek, M. & Stenmarck, Å., 2009. *Nya lakvatten - kemisk sammansättning och lämplig behandling. IVL Rapport B1834*, Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet AB.
- Jönsson, K. & Skult, F., 2015. *Sammanställning av svenska lakvattenanläggningar samt kunskapsläget inom lakvattenhantering i Sverige 2011. Rapport 2015:01.*, Malmö: Avfall Sverige.
- Kadlec, R. H. & Zmarthie, L. A., 2010. Wetland treatment of leachate from a closed landfill. *Ecological Engineering*, Volym 36, pp. 946-957.
- Kalmykova, Y., Moona, N., Strömvall, A.-M. & Björklund, K., 2014. Sorption and degradation of petroleum hydrocarbons, polycyclic aromatic hydrocarbons, alkylphenols, bisphenol A and phthalates in landfill leachate using sand, activated carbon and peat filters. *Water Research*, Volym 56, pp. 246-257.
- Kietlinska, A. & Renman, G., 2005. An evaluation of reactive filter media for treating landfill leachate. *Chemosphere*, Volym 61, pp. 933-940.

- Kjeldsen, P. o.a., 2002. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), pp. 297-336.
- Kjeldsen, P. & Christophersen, M., 2001. Composition of leachate from old landfills in Denmark. *Waste Management & Research*, Volym 19, pp. 249-256.
- Kjeldsen, P., Grundtvig, A., Winther, P. & Andersen, J. S., 1998. Characterization of an old municipal landfill (Grindsted, Denmark) as a groundwater pollution source: landfill history and leachate composition. *Waste Management & Research*, Volym 16, pp. 3-13.
- Knox, A. S., Nelson, E. A., Halverson, N. V. & Gladden, J. B., 2010. Long-Term Performance of a Constructed Wetland for Metal Removal. *Soil and Sediment Contamination*, Volym 19, p. 667-685.
- Kulikowska, D. & Klimiuk, E., 2008. The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology*, Volym 99, pp. 5981-5985.
- Leander, P., 2015. *Planeringsingenjör, SYSÄV* [Intervju] (29 10 2015).
- Marchand, L., Mench, M., Jacob, D. & Otte, M., 2010. Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements: A review. *Environmental Pollution*, Volym 158, pp. 3447-3461.
- MERAB, 2011. *Miljörapport för Rönneholms avfallsanläggning 2010*, Eslöv: Mellanskånes Renhållningsaktiebolag.
- MERAB, 2012. *Miljörapport för Rönneholms avfallsanläggning 2011*, Eslöv: Mellanskånes Renhållningsaktiebolag.
- MERAB, 2013. *Miljörapport för Rönneholms avfallsanläggning 2012*, Eslöv: Mellanskånes Renhållningsaktiebolag.
- MERAB, 2014. *Miljörapport för Rönneholms avfallsanläggning 2013*, Eslöv: Mellanskånes Renhållningsaktiebolag.
- MERAB, 2015. *Miljörapport. Rönneholms avfallsanläggning 2014*, Eslöv: Mellanskånes Renhållningsaktiebolag.
- Modin, H., Persson, K. M., Andersson, A. & Praagh, M. v., 2011. Removal of metals from landfill leachate by sorption to activated carbon, bone meal and iron fines. *Journal of Hazardous Materials*, Volym 189, pp. 749-754.
- Naturvårdsverket, 2008. *Lakvatten från deponier. Fakta 8306.*, Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket, 2014. *Giftfri miljö.* [Online] Available at: <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Sveriges-miljomal/Miljokvalitetsmalen/Giftfri-miljo/> [Använd 20 01 2016].
- Nehrenheim, E., Waara, S. & Westholm, L. J., 2008. Metal retention on pine bark and blast furnace slag – On-site experiment for treatment of low strength landfill leachate. *Bioresource Technology*, Volym 99, pp. 998-1005.
- Nivala, J. o.a., 2007. Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. *Science of the Total Environment*, Volym 380, pp. 19-27.

- Omidvar, K. & Peedu, N., 2012. *Lokal lakvattenrening – En utvärdering av reningstekniker samt teoretisk applicering av en reningsprocess*. Stockholm: Kungliga Tekniska Högskolan. Kemiteknik..
- Picard, C. R., Fraser, L. H. & Steer, D., 2005. The interacting effects of temperature and plant community type on nutrient removal in wetland microcosms. *Bioresource Technology*, Volym 96, pp. 1039-1047.
- Praagh, M. V., 2015. *Rapport prövotidsutredning. MERAB Lakvattenstrategi.*, Malmö: SWECO.
- Processing AB, 2015. *Processing water treatment solutions*. [Online] Available at: <http://www.processingwater.com/> [Använd 21 09 2015].
- Reinhart, D. R. & Al-yousfi, A. B., 1996. The Impact of Leachate Recirculation On Municipal Solid Waste Landfill Operating Characteristics. *Waste management & Research*, Volym 14, pp. 337-346.
- REVAQ, 2015. *Regler för certifieringssystemet. Utgåva 3.2*, Stockholm: Svenskt Vatten.
- Rihm, T., 2014. *Inventering, undersökning och riskklassning av nedlagda deponier - Information och råd. Publikation 14.*, Linköping: Statens Geotekniska Institut.
- Rodda, D. P., Johnson, B. B. & Wells, J. D., 1993. The effect of temperature and pH on the adsorption of Copper(II), Lead(II), and Zinc(II) onto goethite. *Journal of colloid and interface science*, Volym 161, pp. 57-62.
- Rosqvist, H., 2013. *PM - Fältnätning med laserinstrument för att spåra eventuellt*. Klågerup: Rosqvist Resurs.
- Ruiz, E., Fleming, I. & Putz, G., 2006. Passive treatment of municipal landfill leachate in a granular drainage layer. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 5(5), pp. 417-427.
- Saliling, W. J. B., Westerman, P. W. & Losordo, T. M., 2007. Wood chips and wheat straw as alternative biofilter media for denitrification reactors treating aquaculture and other wastewaters with high nitrate concentrations. *Aquacultural Engineering*, Volym 37, pp. 222-223.
- San, I. & Onay, T. T., 2001. Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation. *Journal of Hazardous Materials*, Volym B87, pp. 259-271.
- Solhøi Mekaniske AS, 2008. *Solhøi Mekaniske*. [Online] Available at: <http://www.smcontainer.no/Liftcontainer.htm> [Använd 30 11 2015].
- Statens Geotekniska Institut, 2011. *Underlag för vägledning beträffande inventering, undersökning och riskklassning - Lakvatten och deponigas*, Stockholm: Naturvårdsverket.
- Sternbeck, J., Allmyr, M. & Frankki, S., 2014. *Bedömning av påverkan från lakvatten inom REVAQ - Metodik för farliga ämnen. Nr 2014-03*, Bromma: Svenskt Vatten Utveckling.
- Svensson, B., 2015a. *VD, MERAB [Intervju] (08 10 2015a)*.

- Svensson, M., 2015b. *Driftekniker, MERAB* [Intervju] (21 10 2015b).
- Sveriges Geologiska Undersökningar, 2015a. *SGU Kartvisaren*. [Online] Available at: <http://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100-tusen-sv.html?zoom=377993.374432.6137833.208099.381768.97656.6140026.602748> [Använd 12 10 2015].
- Sveriges Geologiska Undersökningar, 2015b. *SGU Kartvisaren*. [Online] Available at: <http://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100-tusen-sv.html?zoom=443984.32484.6162596.567007.446397.323537.6164125.857848> [Använd 09 11 2015].
- Sveriges Geologiska Undersökningar, 2015c. *SGU Kartvisaren*. [Online] Available at: <http://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100-tusen-sv.html?zoom=395834.03799.6195616.820112.405273.04331.6201100.306734> [Använd 12 10 2015].
- Sysav, 2011a. *Miljörapport Trelleborgs avfallsanläggning för år 2010*, Malmö: Sysav AB.
- Sysav, 2011b. *Miljörapport Måsalyske avfallsanläggning*, Malmö: Sysav.
- Sysav, 2012a. *Trelleborgs avfallsanläggning. Miljörapport för år 2011*, Malmö: Sysav.
- Sysav, 2012b. *Måsalyske Avfallsanläggning Miljörapport för år 2011*, Malmö: Sysav.
- Sysav, 2013a. *Trelleborgs avfallsanläggning Miljörapport för år 2012*, Malmö: Sysav.
- Sysav, 2013b. *Måsalyske avfallsanläggning Miljörapport för år 2012*, Malmö: Sysav.
- Sysav, 2014a. *Trelleborgs avfallsanläggning Miljörapport för år 2013*, Malmö: Sysav.
- Sysav, 2014b. *Måsalyske avfallsanläggning Miljörapport för år 2013*, Malmö: Sysav.
- Sysav, 2015a. *Trelleborgs avfallsanläggning Miljörapport för år 2014*, Malmö: Sysav.
- Sysav, 2015b. *Måsalyske Avfallsanläggning Miljörapport för år 2014*, Malmö: Sysav.
- Söderlund, S., 2010. *Rening av avloppsvatten från biltvättar med filter av torv och inblandad kolaska – en utvärdering av effektivitet och avfallshantering..* Kristianstad: Kristianstad Högskola. Examensarbete Biologi.
- Townsend, T. G., Miller, W. L., Lee, H.-J. & Earle, J. F. K., 1996. Acceleration of landfill stabilization using leachate recycle. *Journal of environmental engineering*, 122(4), pp. 236-268.
- Trelleborgs Kommun, 2008. *Tilläggsbestämmelser till ABVA*. Trelleborg: Trelleborgs kommun, Tekniska förvaltningen, VA-avdelningen.
- Vall, E., 2015. *Projektledare Stockholm Vatten* [Intervju] (30 11 2015).
- Wargren, D. P., 2015. *VA-chef, Trelleborgs kommun*. [Intervju] (08 10 2015).

Vattensystem.se, 2015. *vattensystem.se*. [Online]
Available at: <http://www.vattensystem.se/>
[Använd 21 09 2015].

Wetterberg, O., 2004. Sopsortering med bumerangeffekt. i: B. Johansson, red. *Sopor hit och dit - På vinst och förlust*. Stockholm: Forskningsrådet Formas, p. 221.

Wiszniewski, J. o.a., 2006. Landfill leachate treatment methods: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 4(1), pp. 51-61.

Wojciechowska, E., Gajewska, M. & Obarska-Pempkowiak, H., 2010. Treatment of Landfill Leachate by Constructed Wetlands: Three Case Studies. *Polish Journal of Environmental Studies*, 19(3), pp. 643-650.

Yang, Y., Yue, B., Yang, Y. & Huang, Q., 2011. Influence of semi-aerobic and anaerobic landfill operation with leachate recirculation on stabilization processes. *Waste Management & Research*, 30(3), pp. 255-265.

Öman, C. B. & Junestedt, C., 2008. Chemical characterization of landfill leachates - 400 parameters and compounds. *Waste management*, Volym 28, pp. 1876-1891.

Österman, M., 2008. *Ageing Landfills – Development and Processes*. Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet.



LUNDS
UNIVERSITET

WWW.CEC.LU.SE
WWW.LU.SE

Lunds universitet

Miljövetenskaplig utbildning
Centrum för miljö- och klimat-
forskning
Ekologihuset
223 62 Lund