



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 18 020

Examensarbete 30 hp
Juni 2018

Utformning av en driftstrategi för Löt lakvattenreningsanläggning

Sofia Wirström Juhlin-Dannfelt

REFERAT

Utformning av en driftstrategi för Löt lakvattenreningsanläggning

Sofia Juhlin-Dannfelt

Söderhalls renhållningsverks (SÖRAB) avfallsanläggning har en deponi där de tidigare har deponerat organiskt material. I denna deponi bildas ett ammoniumrikt lakvatten och för att hantera de höga ammoniumhalterna har SÖRAB byggt en kontinuerlig biologisk reningsanläggning (KBR). KBR:en använder sig utav nitrifikation och denitrifikation för att omvandla ammonium till kvävgas. Tillsammans med en våtmark utgör den SÖRAB:s lakvattenreningsanläggning.

Syftet med det här projektet var att skapa en strategi för att säkerställa att anläggningen inte släpper ut för höga näringshalter till recipienten. Ett krav från SÖRAB var att KBR:en ska tömmas årligen, detta leder till att reningsperioden förkortas med 4–5 månader. Vid undersökningar av recipienten upptäcktes även att utflödet från anläggningen måste vara mindre än recipientflödet. I de fall då utflödet var större överskreds de interna riktvärdena för exempelvis fosfor. En strategi utformades genom att utvärdera effektiviteten av anläggningens olika reningssteg samt genom att modellera lakvattenbildningen.

Utvärderingen visade att denitrifikationsprocessen i KBR:en behöver tillsättning av fosfor för att fungera optimalt. Däremot innebär tillsättning av fosfor en risk för att riktvärden överskrids och ska därför undvikas. Under den varma perioden utför våtmarken tillräcklig denitrifikation för att anläggningen ska uppfylla sina krav, reningseffektiviteten minskar dock med temperaturen. Den mest lämpade perioden för att pausa reningen genom att tömma KBR:en är därför vintern. Optimalt vore att tömma KBR:en under det fjärde kvartalet för att kunna uppnå full funktion igen under kvartal två.

Modellering av lakvattenvolymer visade att utflödet från anläggningen är större än flödet i recipienten under det tredje kvartalet. Under denna period behöver vatten därför förvaras inom anläggningen. Våtmarken anses bäst lämpad för lagring av det renade lakvattenet. För att få plats med den extra volymen i våtmarken måste vattennivån först sänkas. Detta görs med fördel under det första kvartalet när modellen visade att recipientflödet är mycket större än utflödet från anläggningen.

Nyckelord: Lakvatten, driftstrategi, ammonium, våtmark, lakvattenbildning, flöde

ABSTRACT

Design of an operational strategy for Löt leachate treatment plant

Sofia Juhlin-Dannfelt

Söderhalls renhållningsverk AB's (SÖRAB) waste facility have an active landfill where they previously have been deposited organic waste. This landfill generates leachate that contains high levels of ammonium. To treat the ammonium rich leachate SÖRAB has built a continuous biological treatment plant (KBR). The KBR uses nitrification and denitrification to transform ammonium to nitrogen. Together with a wetland it constitutes SÖRAB's treatment for leachate.

This project aimed at creating a strategy to ensure that nutrient limits given by Miljödomstolen are not exceeded. SÖRAB wished for the KBR to be emptied yearly, a consequence of this is that the treatment period is paused for 4–5 months. While investigating the recipient it was found that the outflow from the treatment plant cannot be larger than the flow in the recipient. In cases where the outflow was larger internal nutrient limits were exceeded. With these demands and by evaluating the efficiency of the treatment steps and modelling the leachate formation an operational strategy of how the leachate treatment should be operated during the year was created.

The evaluation showed that the denitrification process in the KBR needs additional phosphorus to perform satisfactory. Phosphorus cannot be added without taking the risk of exceeding the limits in the recipient. During the warm season the wetland performed denitrification adequately, though it decreased with the temperature. Therefore the most suitable time for emptying the KBR and pausing the treatment is the cold season. The KBR is optimally emptied during the fourth quarter, it will then be functioning again during the second quarter.

Modelling the leachate volume showed that the outflow was greater than the recipient runoff during the third quarter. During this time water needs to be stored within the treatment plan, the wetland was considered the most suitable pond for storage. To enable capacity for the excess volume the level in the wetland needs to be lowered during the first quarter, when the flow in the recipient is high due to the spring flood. The outflow is then higher than the actual runoff from the treatment plant. During the third quarter the water level in the wetland is increased to allow for the treated water to be stored.

Keywords: Leachate, operational strategy, ammonium, wetland, leachate formation, flow

FÖRORD

Det här examensarbetet motsvarar 30 hp för civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik på Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Arbetet utfördes på uppdrag av Söderhalls reningsanläggning AB (SÖRAB) och handledare har varit Maria Carlsson. Ämnesgranskare var Bengt Carlsson vid institutionen för informationsteknologi och examinator var Björn Claremar vid institutionen för geovetenskaper.

Först och främst vill jag tacka min handledare Maria som har varit ett bra stöd och trots att hon var ny på tjänsten gjorde sitt yttersta för att arbetet skulle bli så bra som möjligt. Jag vill rikta ett särskilt tack till Mats Olsson, drifttekniker för Löt avfallsanläggning och Andreas Kreibom, drift- och underhållschef på SÖRAB. Mats för att han svarade på många frågor om anläggningen och gav mig tillgång till data, både i digital form och personligt noterade observationer och Andreas för att han tog sig tid att hjälpa till med förståelse av reningsprocessen och de bakomliggande mekanismerna. Ett stort tack riktas även till min ämnesgranskare Bengt Carlsson och examinator Björn Claremar för hjälp med strukturen på arbetet och på rapporten.

Sist vill jag tacka Astrid Helmfrid, examensarbetare från KTH, som i sitt arbete om fosforackumulerande organismer i KBR:en var till stor hjälp för utbyte av kunskap och ett trevligt sällskap under arbetet på plats.

*Sofia Juhlin-Dannfelt
Uppsala, 2017*

Copyright © Sofia Juhlin-Dannfelt och Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet. UPTEC W 18 020, ISSN 1401-5765. Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2018.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Utformning av en driftstrategi för Löt lakvattenreningsanläggning

Sofia Juhlin-Dannfelt

Under lång tid var den främsta hanteringen av sopor och avfall deponering. Avfall lades på soptippar som medförde en negativ påverkan på miljön. Idag är deponering det sista alternativet för avfallshantering, återanvändning och återvinning är något som förespråkas. Vid deponering av organiskt material främjas biologiska processer och mikroorganismer börjar bryta ner det organiska materialet. Syrehalten i en deponi är begränsad och därför bildas snabbt en syrefri miljö vid nedbrytning vilket bidrar till skadliga restprodukter bildas så som metan. Metan är en stark växthusgas och stor källa till växthuseffekten. Sedan 2005 är det förbjudet att deponera organiskt material men då deponier ofta är stora anläggningar finns det fortfarande gamla deponier i drift.

När det regnar på deponin tar vattnet med sig ämnen från deponin och bildar ett lakvatten som ofta är mycket förorenat. För att inte lakvattnet ska påverka miljön måste det enligt lag samlas upp och hanteras innan det kan släppas vidare. Beroende på deponins ålder och vad som är deponerat varierar föroreningarna så varje anläggning behöver en platsspecifik rening av lakvattnet.

SÖRAB (Söderhalls renhållningsverk AB) har en avfallsanläggning i Löt i Vallentuna kommun där det finns ett flertal deponier bland annat en deponi från år 1995 där lakvattnet innehåller höga halter av kväve i form av ammonium. Kväve bidrar till övergödning och har stor en miljöpåverkan, det är därför viktigt att det begränsas i naturen.

SÖRAB installerade 2014 en kontinuerlig biologisk reningsanläggning (KBR) för att hantera de höga ammoniumhalterna från lakvattnet. Denna använder sig av biologiska processer där mikroorganismer får ammonium att avgå från systemet via nitrat som kvävgas. Kvävgas finns naturligt i atmosfären och påverkar således inte miljön negativt. Andra reningsprocesser som används vid Löt avfallsanläggning är en våtmark och en översilningsyta.

Syftet med studien har varit att minimera riskerna för att lakvatten som inte är tillräckligt renat släpps ut och så småningom hamnar i Östersjön. Detta har utförts genom att skapa en driftstrategi för hur Löts lakvattenreningsanläggning ska drivas över året. Strategin baserades på en utvärdering av effektiviteten hos reningsprocesserna samt modelleringar av lakvattenflödet över året.

Ett krav från SÖRAB var att KBR:en ska tömmas årligen för att möjliggöra för underhåll. Detta bidrar till en stopp i reningsprocessen på ca 4 till 5 månader då det tar tid för mikroorganismerna att fungera optimalt. Det renade lakvattnet släpps sedan ut i ett jordbruksdike. Från studien har det visat sig att ifall flödet från reningsanläggningen är större än flödet i jordbruksdiket kan det bidra till en negativ miljöpåverkan. Därför var ett krav att utflödet ej får överstiga flödet i jordbruksdiket.

Med hjälp av nederbördsdata från SMHI och avrinningskoefficienter har lakvattenbildningen modellerats för att estimeras vattenflödena inom anläggningen. De modellerade lakvattenflödena har använts för att beräkna belastningen på de olika reningsstegen samt

jämförts mot flödet i jordbruksdiket. För de tillfällen när det modellerade utflödet överstiger jordbruksdikets flöde behöver lakvattnet magasineras.

Genom att utvärdera KBR:ens och våtmarkens effektivitet under driftsäsongerna 2015 och 2016 har driftsäsongen modifierats efter när reningsprocesserna fungerar optimalt. Tillsammans med flödena och magasineringsbehovet skapades strategin för hur vattnet bör hanteras för att uppnå optimalt resultat.

Resultaten visade att när temperaturen var över 10 °C omvandlades det mesta av ammoniumet i KBR:en till nitrat. I våtmarken omvandlades sedan nitraten till kvävgas. När temperaturen närmade sig 0 °C slutade dock processen i våtmarken att fungera. Vattnet i KBR:en var uppvärmt och blev därför aldrig kallt. Eftersom resultaten visade på att de biologiska processerna fungerar som bäst vid höga temperaturer ansågs vintern vara den mest passande tidpunkten för att tömma KBR:en och därmed stoppa reningsprocessen. Då det tar 4 till 5 månader för processen att komma igång antas KBR:en vara i full drift i kvartal två.

Flödesberäkningarna visade att utflödet under kvartal tre är större än flödet i jordbruksdiket, för att lagra vattnet ansågs våtmarken vara bäst lämpad då detta sker under KBR:ens driftperiod. För att våtmarken ej ska breddas bör nivån sänkas under kvartal ett då vårflo den bidrar till ett högt flöde i jordbruksdiket. På grund av fördröjningar inom reningsanläggningen påverkas inte lakvattenbildningen av vårflo den på samma sätt som jordbruksdiket. Under kvartal tre kan sedan nivån i våtmarken höjas igen för att lagra överskottet som inte kan släppas ut.

Innehåll

1	INLEDNING	1
1.1	SYFTE	1
1.2	FRÅGESTÄLLNINGAR	1
1.3	AVGRÄNSNINGAR	1
1.4	UPPLÄGG	2
2	TEORI	2
2.1	AVFALL OCH DEPONERING	2
2.2	LAGAR OCH FÖRESKRIFTER	3
2.3	LOKALISERING AV DEPONIER	3
2.4	UTFORMNING AV DEPONIER	4
2.5	NEDBRYTNING I DEPONIN	5
2.6	DEPONIGASBILDNING	5
2.7	LAKVATTEN	6
2.7.1	Avrinningskoefficienter	6
2.7.2	Lakvattnets karaktär	7
2.8	LAKVATTENRENING	8
2.9	BIOLOGISK RENING	8
2.10	BIOLOGISK KVÄVEAVSKILJNING	9
2.10.1	Nitrifikation	9
2.10.2	Denitrifikation	9
2.10.3	Fosforhaltens inverkan på kväveavskiljande processer	10
2.11	FOSFORAVSKILJANDE PROCESSER	10
2.12	VANLIGA RENINGSMETODER FÖR LAKVATTEN	11
2.12.1	Luftad damm	11
2.12.2	Våtmark	11
2.12.3	Översilningsyta	11
3	BESKRIVNING AV LÖT AVFALLSANLÄGGNING	11
3.1	DEPONIER OCH VERKSAMHETSUTOR	12
3.1.1	Deponier för icke farligt avfall	12
3.1.2	Deponier för farligt avfall	13
3.1.3	Sorterings- och behandlingsytor	13
3.2	VATTENRENING	13
3.2.1	Behandlingsdammar	13
3.2.2	Kontinuerlig biologisk reningsanläggning	14
3.2.3	Våtmarken/ översilningsytan	15
3.2.4	Utsläppspunkten	15
3.3	LAKVATTENRENINGSANLÄGGNINGEN PÅ LÖT	15
3.4	MILJÖDOMSTOLENS TILLSTÅND	16
3.4.1	Riktvärden	17
3.4.2	Recipient	18
3.4.3	Egenkontroll	19

4	METOD	19
4.1	DATAHANTERING	19
4.2	DRIFTANALYS	19
4.3	TIDIGARE DRIFTSTRATEGIER FÖR KBR:EN	20
4.3.1	År 2014	20
4.3.2	År 2015	20
4.3.3	År 2016	20
4.4	MODELLERADE LAKVATTENFLÖDEN	20
4.4.1	Avrinningskoefficienter	20
4.4.2	Flödesmodell	22
4.4.3	Marginaler för vattenlagring	22
4.4.4	Modifierad flödesmodell	23
4.5	VATTENVOLYMER	23
4.6	INGÅENDE VATTENFLÖDE TILL KBR:EN	23
4.7	DRIFTSTRATEGI	24
5	RESULTAT	24
5.1	SÄSONGSVARIATIONER	24
5.2	DELFLÖDEN TILL KBR:EN	25
5.3	FLÖDE	27
5.4	RESULTAT FRÅN DRIFT 2015	28
5.4.1	Nitrifikation	28
5.4.2	Denitrifikation	29
5.4.3	Våtmark	31
5.5	RESULTAT FRÅN DRIFT 2016	32
5.5.1	Nitrifikation	32
5.5.2	Denitrifikation	33
5.5.3	Våtmark	35
5.5.4	Översilningsytan	36
5.5.5	Utgående vatten	37
5.6	RECIPIENTFLÖDE	38
5.7	MODELLERADE LAKVATTENFLÖDEN	41
5.7.1	Flödesmodell	41
5.7.2	Marginaler för vattenlagring	43
5.7.3	Modifiering av flödesmodell	45
5.8	VATTENVOLYMER	46
5.9	INGÅENDE VATTENFLÖDE TILL KBR:EN	46
5.10	DRIFTSTRATEGI	48
5.10.1	Säsongsdrift av KBR:en	48
5.10.2	Analysprover	49
5.11	KVARTALSSTRATEGI	49
5.11.1	Kvartal 1	50
5.11.2	Kvartal 2	50
5.11.3	Kvartal 3	51
5.11.4	Kvartal 4	51

6	DISKUSSION	51
6.1	RENING OCH FLÖDEN	51
6.2	KBR:EN, MODIFIERADE FLÖDEN OCH VATTENVOLYMER	53
6.3	DRIFTSTRATEGI	54
7	SLUTSATSER	54
7.1	REKOMMENDATIONER	55
7.2	VIDARE STUDIER	55
8	REFERENSER	57

1 INLEDNING

Att deponera avfall har länge varit en vanlig metod av avfallshanteringen. Det lakvatten som bildas från deponierna när det regnar innehåller ofta höga halter föroreningar och ifall lakvattnet släpps ut direkt till recipient kan det ha en stor påverkan på miljö och människors hälsa. För att skydda omgivningen måste lakvattnet därför samlas upp och hanteras innan det får släppas vidare till recipient.

På Löt avfallsanläggning i Vallentuna kommun har SÖRAB (Söderhalls reningsanläggning AB) flertalet deponier samt sorteringsytor för avfall som ska hanteras eller återvinnas. På anläggningen finns en deponi som bidrar med ammoniumrikt lakvatten och för att rena detta har de byggt en egen reningsanläggning (KBR) som utnyttjar biologisk rening. Anläggningen installerades 2014 och har sedan dess drivits under olika förutsättningar för att optimera anläggningen. Förutom KBR:en har SÖRAB en våtmark och översilningsyta för att rena lakvattnet. Samtliga av reningsprocesserna är belägna utomhus och påverkas därför mycket av vädret och årstiderna. För att utnyttja processerna maximalt har dessa undersökts och utvärderats för att skapa en strategi över hur lakvattenreningsanläggningen i sin helhet ska drivas över året.

1.1 SYFTE

Syften med studien var att utifrån de senaste årens driftdata utforma en driftstrategi som ger en god vattenrening samtidigt som den är miljömässigt hållbar under årets olika säsonger. Driftstrategin ska vara så enkel och robust som möjligt och tillse att anläggningen drivs på ett sätt som medför att utsläppsvillkor kan upprätthållas och att det finns marginaler när det gäller vattenlagring i dammar och våtmark.

Målet är att släppa ut färdigbehandlat vatten så att det stör recipienten så lite som möjligt.

1.2 FRÅGESTÄLLNINGAR

Denna studie avser att svara på följande frågeställningar:

- Hur ska driftsäsongen för KBR:en se ut och hur ska strategin utformas för att vattnet ska hinna renas samtidigt som det finns plats för magasinering och utsläpp endast sker när det stör recipienten så lite som möjligt?
- Hur mycket plats behövs för magasinering?
- När kan vatten släppas utan att det stör recipienten?
- Vad bör ingående vattenström till KBR:en bestå av?
- Kan processerna i KBR:en fungera utan tillsättning av fosforsyra?

1.3 AVGRÄNSNINGAR

I undersökningen har det valts att fokusera på kväve och fosfor eftersom den kontinuerliga biologiska reningsanläggningen är byggd för att reducera kvävehalten och för att fosforhalten har visat sig ligga nära riktvärdet och därmed utgör ett hot mot anläggningens tillsånd. Båda är näringsämnen som bidrar till övergödning och det är därför extra

viktigt att dessa begränsas.

Studien har inte undersökt halterna organiskt material, tungmetaller eller övriga ämnen som är reglerade i tillståndet då samtliga ämnen ligger långt under de angivna riktvärdena och därmed inte utgör något hot för anläggningen idag.

Allt lak- och processvatten som bildas under ett år ska släppas ut. Ingen ackumulering bör ske inom anläggningen. KBR:en bör tömmas årligen för att möjliggöra för underhållsarbete.

1.4 UPPLÄGG

Rapporten inleds med en bakgrund om deponier, lakvatten och lakvattenrening. Bakgrunden följs av en beskrivning av Löt avfallsanläggning där anläggningens olika deponier och verksamhetsytor samt vattenreningsystem beskrivs för att ge en överblick av anläggningen. Metoddelen är uppdelad i flera delmoment. Först beskrivs var data har hämtats och hur den har hanterats, sedan följer en beskrivning av tidigare driftstrategier för den kontinuerliga biologiska reningsanläggningen. Nästa delmoment i metoden innefattar en flödesmodell för att kunna beräkna medelflödet genom anläggningen. Denna används sedan för att sätta begränsningar gällande utsläpp och vattennivåer. Sista delmomentet är att skapa en driftstrategi för anläggningen. Efter metoden följer resultatet av undersökningarna redovisade i metoddelen, resultaten redovisas främst som tabeller och grafer. Den avslutande strategin bygger på resultaten från tidigare avsnitt. Resultaten diskuteras sedan i tre sektioner; reningskapacitet, flöden och vattenvolymer samt driftstrategin. Arbetet avslutas sedan med de slutsatser som dragits från undersökningarna samt rekommendationer till Löt och förslag på ytterligare studier för att förbättra resultaten.

2 TEORI

2.1 AVFALL OCH DEPONERING

Traditionellt har deponering varit den vanligaste behandlingsmetoden för avfall världen över. Medvetenheten av deponiers effekter på miljö och hälsa har tillsammans med utvecklingen av återvinning och återanvändning bidragit till att mängden som läggs på deponier har minskat. År 2008 deponerades totalt 3 % av Sveriges totala hushållsavfall (Avfall Sverige, 2009) medan endast 0.8 % deponerades år 2015 (Avfall Sverige, 2016a). Enligt Avfall Sverige (2016b) har mängden deponerat avfall minskat med 61 % sedan 1975, detta i och med att materialåtervinning och biologisk återvinning har ”slagit igenom”.

En deponi definieras enligt avfallsförordningen (SFS 2011:927 § 4) som en upplagsplats för avfall som finns på eller i jorden. Hur avfall ska behandlas är idag reglerat på EU-nivå via ramdirektivet för avfall. Där introduceras avfallshierarkin som bestämmer prioriteringsordningen för behandling av avfall. Miljöbalken har i kap 15 § 10 beskrivit avfallshierarkin som:

1. Återanvändning
2. Återvinning av material
3. Annan återvinning, t.ex. energiåtervinning
4. Bortskaffning eller deponering (SFS 2016:782)

Deponering är sista steget i hierarkin och avfall ska endast deponeras ifall det inte kan eller bör behandlas på annat sätt. Exempel på varför avfall bör deponeras är att avfallens storlek gör det svårt att återvinna eller för att det saknas ekonomiskt och miljömässigt lönsamma återvinningssätt (Arvidsson et al., 2012). Deponier måste numera även klassas som farligt avfall (FA), icke-farligt avfall (IFA) eller inert avfall (IA) enligt 2001:512 § 7.

2.2 LAGAR OCH FÖRESKRIFTER

Hantering av avfall är idag strikt reglerad via lagar och förordningar. EU:s ramdirektiv (2008/98/EG) om avfall är utgångspunkten för svensk lagstiftning angående hur avfall ska hanteras. EU:s bestämmelser är inkorporerade i svensk lagstiftning via miljöbalken och i kapitel 15 regleras hur avfall ska definieras och hanteras.

För deponier antogs år 2001 förordningen om deponerat avfall (SFS 2001:512) med stöd av kapitel 15 i miljöbalken. Förordningen innefattar vad som får och inte får deponeras, hur och var deponier ska placeras samt de skyldigheter som uppkommer kring deponier. Den gäller endast de deponier som var aktiva från år 2001 och de fick till år 2008 på sig att anpassa deponierna efter den nya förordningen. Införandet bidrog dock till att många deponier avslutades då de inte uppfyllde kraven från den nya förordningen (Naturvårdsverket, 2010). Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall (NFS 2004:10) ger mer detaljerade bestämmelser över hur lagen ska tolkas.

En avfallsanläggning är enligt Miljöbalken kap 9 § definierad som miljöfarlig verksamhet. Beroende på verksamhetsslag och storlek delas miljöfarliga verksamheter in i A-, B- eller C-anläggningar enligt Miljöprövningsförordning (SFS 2013:251). Det är även Miljöprövningsförordningen som anger om verksamheten har tillstånds- eller anmälningsplikt.

Det är sedan 2005 förbjudet att deponera organiskt material (SFS 2001:512 §10). Nedbrytning av organiskt materialet bidrar till en syrefattig miljö och bildandet av biogas. Trots att det idag är förbjudet kommer effekterna av tidigare deponerat material att vara långvariga.

Som ett incitament för att öka återvinningen och minska mängden avfall som läggs på deponi infördes år 2000 en deponeringsskatt. Deponiskatten är lika hög oavsett vad för avfall som deponeras, från och med den 1 januari 2015 är den 500 kr per ton avfall (SFS 1999:673).

2.3 LOKALISERING AV DEPONIER

För att minimera risker som uppkommer vid deponering av avfall vidtas numera försiktighetsåtgärder beträffande var de placeras och hur de konstrueras. I deponiförordningen (SFS 2001:512) §18 står att en deponi måste med avseende på

1. *”avstånd till bebyggelse,*
2. *förekomst av ytvatten, grundvatten, kustvatten och skyddade naturområden,*
3. *de geologiska och hydrogeologiska förhållandena på och omkring platsen,*
4. *risken för översvämningar, sättningar, jordskred eller snöskred på platsen, samt*
5. *skyddet av natur- och kulturvärden på och omkring platsen.*

placeras så att dessa inte utsätts för någon allvarlig risk". De ska även placeras så att lakvatten inte riskerar att förorena omkringliggande mark. Beroende på omgivande markegenskaper kan yt- och grundvatten tränga in i deponin eller lakvatten läcka ut. Det är därför viktigt att undersöka områdets geologiska och hydrologiska egenskaper före en deponi anläggs (Arvidsson et al., 2012). Den geologiska barriären, på vilken deponin anläggs, måste även uppfylla krav enligt deponiförordningen (SFS 2001:512). Det lakvatten som bildas måste samlas upp och hanteras och det är således fördelaktigt att placera en deponi där nederbörden och inläckage är så litet som möjligt (Arvidsson et al., 2012).

2.4 UTFORMNING AV DEPONIER

En deponi delas in i flera mindre celler. Botten på en deponicell består av tre huvudsakliga lager för att skydda omgivande miljö; den geologiska barriären, en botten tätning samt ett lakvattensystem (Arvidsson et al., 2012).

En geologisk barriär definieras som den jord eller det berglager under deponin som med sina markegenskaper förhindrar föroreningar att nå recipienten. Om den geologiska barriären inte uppfyller de krav som ställs i deponiförordningen (SFS 2001:512 §19) behöver platsen ytterligare förstärkning för att anses lämplig för en deponi.

För att säkerställa att inget lakvatten läcker ut från deponin används en botten tätning. Denna kan bestå av geomembran, bentonitmattor eller naturliga leror (Arvidsson et al., 2012). Hur mycket som får tränga igenom botten tätningen finns även det reglerat i deponiförordningen § 22. Lakvattensystemet består av ett dräneringslager och ett uppsamlingsystem. Bottenlagret bör luta minst 1 % för att vattnet ska kunna rinna ut med självfall för att minimera påfrestningen på systemet. Dräneringslagret bör bestå av grovt material för att inte sättas igen av lakvattnet, vid flacka lutningar kan det även förstärkas med ett dräneringsrör. Belastningen på dräneringen kommer vara som störst då deponin är i drift. Vid avslutande övertäckning, så kallad sluttäckning, minskar infiltrationen och därmed lakvattenbildningen (Naturvårdsverket, 2004).

När en deponicell är avslutad ska den sluttäckas. Täckningens avsikt är att förhindra syre och vatten att tränga in i deponin efter att driften är avslutad (Arvidsson et al., 2012). Sluttäckningen kan bestå av ett utjämningskikt, avjämningskikt, tätskikt, dräneringskikt och skyddsskikt. Detta görs för att minimera efterbehandlingen, efter sluttäckning får lakvattenbildningen inte överskriva 5 l/m² för FA-deponier och 50 l/m² för IFA-deponier (SFS 2001:512). Genom att behålla en syrefri miljö i deponin minskar även risken för utläckage av metaller då sulfider effektivt binder fast metaller under reducerande miljöer (Berggren Kleja et al., 2006). Täckningen ska även förhindra eventuella gasutsläpp (Arvidsson et al., 2012).

Efter sluttäckningen bestämmer tillsynsmyndigheten hur länge efterbehandlingsfasen ska vara, dock minst 30 år. Tillsynsmyndigheten bestämmer även vilka åtgärder som ska vidtas angående underhåll, övervakning och kontroll (SFS 2001:512).

2.5 NEDBRYTNING I DEPONIN

Organiskt avfall som är deponerat kommer med tiden att brytas ner med hjälp av mikroorganismer. Det finns miljontals olika mikroorganismer som främjas i olika miljöer, beroende på vilken miljö det är i deponin kommer olika processer att ske. Det som främst påverkar de biologiska processerna är syrehalten. En deponi går typiskt igenom fyra olika faser (Kjeldsen et al., 2002).

1. initial syrerik fas
2. syrefattigt acidogen fas
3. anaerob metanogen fas
4. humusbildande fas

Det finns fortfarande mycket organiskt material på deponier som togs i drift före 2005 så nedbrytning sker fortfarande. Eftersom deponierna tillfördes organiskt avfall kontinuerligt kan olika faser förekomma i en och samma deponi samtidigt.

Initialt har avfallet som deponeras en hög syrehalt. Aeroba bakterier främjas och nedbrytningen av det organiska materialet tillsammans med packning av avfallet reducerar syrehalten i deponin (Cerne et al., 2007). Detta är en förhållandevis snabb process och en deponi kommer under merparten av tiden att vara syrefri (El-Fadel et al., 1997). När syrehalten har sjunkit under en viss gräns tar fakultativa och anaeroba bakterier över nedbrytningen och den syrabildande acidogena fasen inleds. Denna karakteriseras av anoxiska förhållanden och som produkt vid nedbrytningen bildas det fettsyror, koldioxid och vätgas. Fettsyrorna omvandlas sedan i den anaeroba metanogena fasen till metan och koldioxid (Cerne et al., 2007). Till slut kvarstår endast svårnedbrytbart organiskt material, nedbrytningen går då långsamt. Då blir syrediffusionen utifrån större, vilket kan frigöra metaller då deponin på nytt syresätts. Detta kallas för den humusbildande fasen (Naturvårdsverket, 2008).

2.6 DEPONIGASBILDNING

Deponier agerar som biogasreaktorer när den anaeroba mikrobiella nedbrytningen producerar metan och koldioxid. Gasen som bildas refereras hädanefter till som deponigas. Deponigasen är en stark växthusgas då den består till största del av metan. Metan är en stark växthusgas som har en 25 gånger större påverkan på klimatet än koldioxid. Sammansättningen av gasen beror på avfallets karaktär och en approximerad sammansättning av deponigasen kan ses i tabell 1 (El-Fadel et al., 1997).

Tabell 1: Uppskattade halter av deponigasens sammansättning (El-Fadel et al., 1997)

Parameter	Koncentrationsintervall Procent torrvolym
Metan	40-70
Koldioxid	30-60
Kolmonoxid	0-3
Kväve	0-3
Syrgas	0-3
Vätgas	0-5
Svavelväte	0-2
Spårämnen	0-1

Gasproduktionen beror inte endast av den anaeroba nedbrytningen utan även av tillgången på vatten då komplexa polymerer klyvs med hjälp av hydrolys till mer lättnedbrytbara monomerer. Metan kan även bildas genom att koldioxid reduceras med vätgas men denna process är ofta begränsad och nedbrytningsprocessen har visat sig den främsta vid deponigasframställningen (El-Fadel et al., 1997).

Hanteringen av deponigasen är reglerad i deponiförordningen (SFS 2001:512 § 25), verksamhetsutövaren är skyldig att samla in deponigasen. Den insamlade gasen måste behandlas och ifall där den ej kan användas för energiutvinning ska den hanteras på ett miljömässigt sätt eller i sista hand facklas (NFS 2004:10 § 41).

2.7 LAKVATTEN

Lakvatten definieras i förordningen om deponering av avfall (SFS 2001:512) som ”vätska som efter att ha varit i kontakt med avfallet lämnar en deponi eller som innehålls i en deponi”. Bildningen av lakvatten styrs främst av volymen nederbörd men den påverkas även av vatteninnehållet i det deponerade avfallet, temperaturen och den biologiska aktiviteten inuti deponin. Genom att ställa upp en vattenbalans över systemet kan lakvattenbildningen beräknas (Naturvårdsverket, 2008). Vattenbalansen utgår från att vattnet som tillkommer från nederbörd eller eventuell inträngning från yt- eller grundvatten minus det som antingen avdunstar, samlas upp som lakvatten eller magasineras (Naturvårdsverket, 2004).

2.7.1 Avrinningskoefficienter

Ett annat sätt att beräkna lakvattenbildningen är med hjälp av avrinningskoefficienter. Avrinningskoefficienten är mått av hur stor del av nederbörden som faller över en yta som sedan avrinner. Beroende på ytans egenskaper så som evaporation, infiltration och absorption samt magasinering kommer andelen som avrinner att variera. Avrinningskoefficienten är enhetslös och mellan 0 och 1, där 1 betyder att all nederbörd avrinner och 0 att all nederbörd tas upp av vegetation, avdunstar eller magasineras. Även ytans lutning påverkar koefficienten då flacka ytor har lägre koefficienter än likvärdiga ytor med lutning. Avrinningskoefficienten beräknas enligt (Svenskt Vatten, 2004)

$$\varphi = Q/P \quad (1)$$

där φ = avrinningskoefficient [-]
 Q = avrinningen [mm eller m³]
 P = nederbörden [mm eller m³]

Om ett område består av delområden med olika avrinningskoefficienter beräknas den totala avrinningskoefficienten enligt (Svenskt Vatten, 2004)

$$\varphi = \frac{A_1\varphi_1 + A_2\varphi_2 + \dots + A_n\varphi_n}{A_1 + A_2 + \dots + A_n} \quad (2)$$

där A = area [ha]
 φ = avrinningskoefficient [-]

2.7.2 Lakvattnets karaktär

Lakvattnet innehåller ofta höga halter av föroreningar och måste därför behandlas innan det släpps vidare till recipient. I en avfallsanläggnings tillstånd finns villkor på hur höga halter som får släppas ut. I tillståndet innefattas ofta även det processvatten som bildas från behandlings- och sorteringsytor som finns på avfallsanläggningen. De haltkrav som ställs avser endast utsläppspunkten före vattnet når recipienten, det finns inga krav inom en anläggning (Naturvårdsverket, 2008).

Innehållet i lakvattnet kan delas in i fyra grupper; löst organiskt material, oorganiska föreningar, tungmetaller och xenobiotika ämnen (Kjeldsen et al., 2002). Beroende på vilken fas en deponi befinner sig i kommer sammansättningen av lakvatten att variera. I den syrebildande fasen sjunker pH som följd av fettsyra bildningen vilket bidrar till att lösligheten ökar. Halten BOD och COD i lakvattnet kommer därmed att vara förhållandevis stor (Kjeldsen et al., 2002). Även lösligheten hos metaller ökar med minskat pH och är därför generellt högre när nedbrytningen är i den syrebildande fasen (Naturvårdsverket, 2008). I den efterföljande metanbildande fasen kommer fettsyror att omvandlas, via acetat, till metan. BOD- och COD-halten i lakvattnet minskar då samtidigt som pH ökar och blir neutralt igen (Kjeldsen et al., 2002). På grund av deponiers storlek kommer dock olika delar att befinna sig i olika faser och lakvattnets karaktär är därför en blandning av de olika faserna (Naturvårdsverket, 2008).

Kväve i form av ammonium (NH₄) frigörs både då protein bryts ner till mindre beståndsdelar men även genom hydrolys och fermentation. Ammoniumhalten i lakvattnet minskar därför inte på samma sätt som BOD gör under en deponis livstid. Studier har visat att ammonium utlakas i samma mängd oberoende av vilken fas deponin är i (Kulikowska & Klimuik, 2008). En deponi är under majoriteten av tiden anaerob och den enda mekanismen för att bli av med ammonium då är utlakning. Ammonium är även väldigt lösligt och följer gärna med lakvattnet (Kjeldsen et al., 2002).

Xenobiotiska ämnen så som läkemedel och miljögifter har minskat allteftersom regleringen av vad för avfall som får deponeras har ökat, det finns dock kvar från gammalt avfall och beroende på ämnets struktur har de olika benägenhet att lakas ur (Kjeldsen et al., 2002).

2.8 LAKVATTENRENING

Lakvatten måste enligt deponiförordningen samlas upp och behandlas innan det släpps ut. Det finns olika metoder för att rena lakvatten och vilken metod som är bäst lämpad beror på sammansättningen av lakvattnet. Många anläggningar har kombinationer av flera tekniker för att uppnå bästa möjliga rening (Naturvårdsverket, 2008).

Konventionella reningssätt för lakvatten kan delas in i två kategorier; biologiska eller kemiska reningsprocesser (Renou et al., 2008). Kemiska reningsmetoder baseras på att man separerar det oönskade ämnet från vattnet genom exempelvis kemisk fällning. Detta är effektivt för att minska fosfor- och metallhalten i vattnet (Cerne et al., 2007). För att minska halten organiskt material (BOD) eller kväve används ofta biologisk rening. Då nyttjar mikroorganismer de oönskade ämnena för sin tillväxt.

2.9 BIOLOGISK RENING

Vid biologisk rening utnyttjas mikroorganismernas egenskaper för att reducera oönskade ämnen i lakvattnet. Naturligt förekommer det många olika typer av mikroorganismer och det är de som kan växa till bäst under de befintliga omständigheterna som kommer att dominera. På grund av detta kommer sammansättningen av mikroorganismer ständigt förändras då förhållandena varierar (Svenskt Vatten, 2013).

De flesta mikroorganismer i en biologisk rening är bakterier. Det finns heterotrofa och autotrofa bakterier. Heterotrofa bakterier utnyttjar organiskt kol som cellmaterial. Många av dessa kan även använda organiskt material för att utvinna energi. Autotrofa bakterier använder istället oorganiskt kol i form av koldioxid för sin cellbyggnad. Dessa får även sin energi från kemiska reaktioner så som nitrifikation där ammonium omvandlas till nitrat (Svenskt Vatten, 2013).

Energien utvinns genom omvandling av organiskt eller oorganiskt material. Omvandlingen kan ske i både aerob och anaerob miljö. Vid aerob nedbrytning oxideras det organiska materialet till koldioxid och vatten med syre som reduktionsmedel. I anaeroba miljöer där syre saknas används ofta en del av det organiska materialet som reduktionsmedel vilket leder till att mängden energi som utvinns är mindre. En del aeroba organismer kan oxidera oorganiskt material, exempelvis kväveoxiderande bakterier oxiderar ammonium till nitrit vidare till nitrat (Svenskt Vatten, 2013).

Bakterier förökar sig genom celledning, antalet bakterier ökar därför exponentiellt så länge levnadsförhållandena är goda. Förutsättningarna för tillväxt påverkas av flera faktorer, bland annat pH, temperatur och tillgång på substrat. Om det uppstår brist på något ämne kommer tillväxthastigheten att avta. När allt substrat är förbrukat kommer antalet bakterier att minska (Svenskt Vatten, 2013).

Temperaturen påverkar hastigheten hos de biokemiska reaktionerna som sker inuti organismen. Tillväxthastigheten ökar med ökad temperatur, temperaturen påverkar dock även de enzymer som agerar som katalysatorer. Om temperaturen blir för hög kan dessa skadas vilket i sin tur leder till en minskad tillväxthastighet. Det finns därmed en optimal temperatur då tillväxthastigheten är maximal. Denna temperatur varierar för olika typer av mikroorganismer (Svenskt Vatten, 2013).

2.10 BIOLOGISK KVÄVEAVSKILJNING

I lakvatten har kväve identifierats som det mest signifikanta ämnet då koncentrationen inte minskar över tid (Kjeldsen et al., 2002). Vid biologisk rening assimileras 10–30 % av kvävet då bakterierna behöver det för sin tillväxt men för att reducera halterna ytterligare behövs ofta en speciell kväveavskiljning. Biologisk kväveavskiljning omvandlar det organiska kvävet i lakvattnet till kvävgas genom nitrifikation och denitrifikation (Svenskt Vatten, 2013).

Genom att koppla ihop dessa processer omvandlas först ammonium till nitrat som sedan omvandlas till kvävgas som är en ofarlig naturlig beståndsdel i atmosfären (Svenskt Vatten, 2013).

2.10.1 Nitrifikation

Ammoniumjoner oxideras till nitritjoner av ammoniumoxiderande bakterier med syre som reduktionsmedel. Nitritjonerna oxideras sedan med hjälp av nitritoxiderande bakterier till nitratjoner. Detta är en aerob process som kräver god tillgång på löst syre (DO) (Svenskt Vatten, 2013). Är tillgången på DO för låg kan det komma att bildas lustgas istället (Kampschreur et al., 2009). Optimal syrekonzentration är mellan 3–4 mg-DO/l enligt Tchobanoglous et al. (2003) och nitrifikationen dämpas om syrekonzentrationer går under 0,5 mg-DO/l.



Bakterierna som utför nitrifikationsprocessen är autotrofa och kallas för nitrifierare. De får sin energi genom att oxidera ammonium eller nitrit till skillnad från majoriteten av mikroorganismer som får energi från organiskt material. Nitrifierarna behöver därför inte tillgång på organiskt material utan de använder kol från koldioxid vid uppbyggnad av cellmaterial. För att ta upp koldioxiden måste nitrifierarna använda energi vilket leder till att de är långsamt växande i jämförelse med de bakterier som använder organiskt material som kolkälla. Tillväxthastigheten påverkas positivt av högre syrehalter och högre temperatur (Svenskt Vatten, 2013).

2.10.2 Denitrifikation

I en syrefri, anoxisk miljö kommer bakterierna i brist på syre att reducera kvävet i nitratet, så kallad kväverespiration. Kvävet reduceras då via nitrit till kvävgas. Detta kallas för denitrifikation och utförs av heterotrofa fakultativa bakterier. Här är det bakteriernas respiration som fullbordar kväveavskiljningen. De denitrifierande bakterierna får både energi och kol för uppbyggnad från nedbrytning av organiskt material. För att denitrifikationen ska vara framgångsrik krävs tillgång på nitrat och organisk kolkälla, en syrefri miljö och en fördelaktig temperatur (Svenskt Vatten, 2013).



Respirationshastigheten påverkas av bakteriernas förutsättningar och ökar vid god tillgång på lättillgänglig kolkälla samt vid högre temperaturer. Eftersom bakterierna är fakultativa kommer de hellre att reducera syre och det är därför viktigt att miljön är syrefri. Om syrehalten ökar avslutas processen halvvägs och det bildas istället lustgas. Lustgas är en

väldigt stark växthusgas som bryter ner ozonskiktet och kan påverka klimatet (Svenskt Vatten, 2013).

2.10.3 Fosforhaltens inverkan på kväveavskiljande processer

För att bakterierna som utför de kväveavskiljande processerna ska kunna tillväxa krävs även tillgång på biotillgängligt fosfor. Biotillgängligt fosfor förekommer oftast som ortofosfat (PO_4^{3-}) (Zhang et al., 2009).

Det finns inga generella riktlinjer angående hur hög koncentration fosfat som krävs för en framgångsrik nitrifikation och denitrifikation. Det är mycket beroende på vattnets karaktär och de specifika mikroorganismerna som utför processen. Van der Aa et al. (2002) hävdar att fosfatkoncentrationen bör vara minst $10 \mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$ för att omvandla $1 \text{ mg-NH}_4\text{-N/l}$. Det vill säga cirka 1 % av inkommande ammoniumhalt och enligt Sohlman (2010) och Svanberg (2013) räcker det med ca 0,5 %.

2.11 FOSFORAVSKILJANDE PROCESSER

För att minska fosforhalterna i utgående vatten måste det fysiskt avlägsnas. Detta görs oftast genom att skapa ett fosforrikt sediment med hjälp av bland annat kemisk fällning eller biologisk fosforavskiljning som sedan mekaniskt avlägsnas sedimentet från systemet (Svenskt Vatten, 2013). Det går även att minska fosforhalterna genom fastläggning till markpartiklar eller upptag av vegetation (Jacobs, 2004).

Kemisk fällning är en vanlig process för att minska fosforhalterna i framförallt avloppsvatten. Vid kemisk fällning används en fällningskemikalie ofta järn- eller aluminiumföreningar som reagerar med fosfor och bildar flockar som sedan kan sedimentera. Vilken fällningskemikalie som bör användas är beroende av vattnets egenskaper så som syrehalt och pH. Genom att fosfor fälls ut minskar halterna i vattnet men för att avlägsna det från systemet behöver det fosforrika sedimentet tas bort och hanteras (Jacobs, 2004).

Fosfor kan även fastläggas i mark genom att adsorbera till markpartiklar samt tas upp av vegetation. Dessa processer är dock väldigt beroende av jordförhållanden, växtlighet och säsong (Jacobs, 2004).

För att använda biologisk fosforavskiljning krävs att det skapas en gynnsam miljö för de fosforackumulerande mikroorganismerna. De fosforackumulerande mikroorganismerna kallas för Bio-P och de tar upp och lagrar fosfat i cellerna i en aerob eller anoxisk miljö och minskar på så vis fosforhalten i vattnet. Däremot används de upplagrade fosfatkedjorna som energi i en anaerob miljö vilket då ökar fosfatkoncentrationen i vattnet. För att gynna Bio-P-bakterierna är det viktigt att den sista zonen är aeroba zonen. I reningsanläggningar innebär detta vanligtvis att en biologisk process där denitrifikationen sker före nitrifikationen är önskvärd. Med hjälp av sedimentation av Bio-P-bakterierna kan fosfor sedan avlägsnas från systemet (La Cour Janssen et al., 2004).

2.12 VANLIGA RENINGSMETODER FÖR LAKVATTEN

2.12.1 Luftad damm

Luftade dammar används ofta som ett förberedande behandlingssteg. I dammarna sker nitrifikation då lakvattnet förmedlar sig nitrifierande bakterier. Beroende på syrehalt, temperatur och uppehållstid varierar reningsgraden. För att förlänga uppehållstiden och reningsgraden i dammarna kan man bygga skärmväggar som tvingar vattnet att ta en längre väg (Naturvårdsverket, 2008). I dammarna sker även sedimentation av suspenderade partiklar (Blecken, 2016).

2.12.2 Våtmark

Våtmarker är effektiva för att rena kväve. I konstruerade våtmarker kan man skapa en syrerik miljö för nitrifierande bakterier där vattennivån är låg och växtlighet bidrar till syresättning medan en djupare del skapar en anaerob miljö för de denitrifierande bakterierna. Vattenväxterna bidrar då till substrat eftersom denitrifikationen även kräver en organisk kolkälla (Naturvårdsverket, 2008). De biologiska processerna är beroende av temperaturen då mikroorganismer är effektivare i varmare vatten. Det finns även flertalet fysikaliska processer som renar vattnet i våtmarken, bland annat sedimentation och sorption av fosfor. Dessa påverkas inte nämnvärt av kallare temperaturer (Blecken, 2016).

2.12.3 Översilningsyta

Som slutpolering innan vattnet ska släppas till recipient används vanligen en översilningsyta. Det är en beväxt yta med svag lutning som vattnet sprids över för att sedan på ett kontrollerat sätt samlas upp före det släpps ut. När vattnet sprids över ytan syresätts det vilket främjar nitrifikationen, det kan därför användas före en våtmark för att öka kvävereduktionen. På översilningsytan kan nitrifikation ske samtidigt som det sker en viss fastläggning av organiskt material, fosfor och metaller (Naturvårdsverket, 2008).

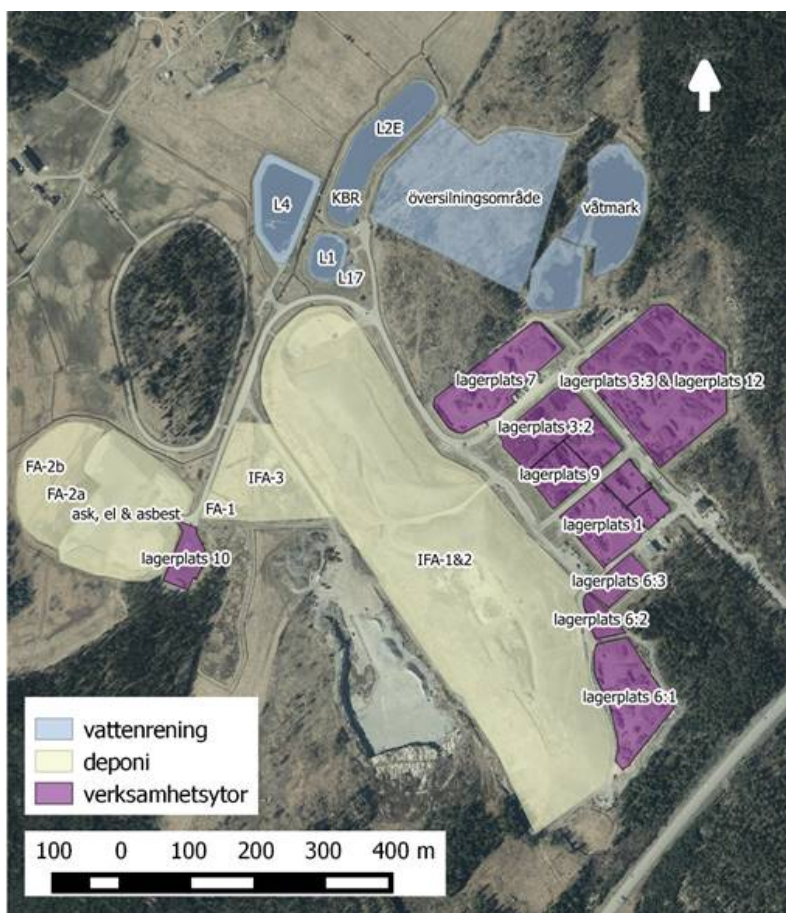
3 BESKRIVNING AV LÖT AVFALLSANLÄGGNING

Utanför Brottbys i Vallentuna kommun ligger Löt avfallsanläggning som ägs och drivs av SÖRAB. Anläggningen har varit i drift sedan år 1995 och avfallshanteringen som sker där idag är sortering, mellanlagring och deponering. Totalt upptar anläggningen en yta på 65 ha. Företag kan lämna verksamhetsavfall såsom rena deponilass, sorterat grovavfall, asbest och tryckimpregnerat trä eller förorenade jordar. Det finns även en återvinningscentral där privatpersoner kan lämna textilier för återbruk, trädgårds-, el-, grov- eller farligt avfall.

Enligt miljödomstolens tillstånd (M 3092–08) får Löt avfallsanläggning ta emot, behandla och mellanlagra högst 45 000 ton farligt avfall och 370 000 ton övrigt avfall. Av detta får högst 30 000 ton farligt avfall, 200 000 ton icke-farligt avfall och 80 000 ton inert avfall deponeras. År 2014 tog de emot 2 899 ton farligt avfall och 94 139 ton icke-farligt avfall varav 15 810 ton icke-farligt avfall deponerades (SÖRAB, 2014a).

Avfallsanläggningen är uppdelad i olika ytor beroende på verksamhet. Det finns 13 stycken lagrings- och behandlingsytor, två deponier för icke-farligt avfall (IFA1&2- och IFA3-deponin), en ask-, elektronik och asbestdeponi samt två deponier för farligt avfall (FA1- och FA2-deponin). Verksamhetsytorna upptar totalt ca 10 ha och deponiernas totala yta

utgör 20,7 ha varav 15,9 ha utgörs av den äldre IFA1&2-deponin (SÖRAB, 2016a). Anläggningen består även av lagringsdammar för lak- och processvatten, en våtmark och översilningsyta samt en kontinuerlig biologisk reningsanläggning (KBR) för att hantera de kväverika lakvattenflöden som bildas, se figur 1.



Figur 1: Karta över Löt avfallsanläggning. Gulmarkerade områden är deponiområden, lila är verksamhetsytor och blåa är vattenreningsområden. © SÖRAB 2017

3.1 DEPONIER OCH VERKSAMHETSYTOR

3.1.1 Deponier för icke farligt avfall

Den första deponin för icke-farligt avfall (IFA1&2) driftsattes när avfallsanläggningen öppnades år 1995. Fram till år 2005 deponerades organiskt material på deponin men efter förbudet mot att deponera organiskt material år 2005 deponeras främst inerta avfallstyper såsom förbehandlade förorenade jordar och utsorterat grovavfallsrester (SÖRAB, 2014b).

Eftersom de gamla cellerna i deponin innehåller höga halter organiskt material som bryts ner bildas fortfarande deponigas. Deponigasen används delvis som värmekälla till anläggningens byggnader men den återstående gasen brukade tidigare facklas upp. Sedan installationen av en värmepanna till KBR:en år 2015 används deponigasen istället som drivmedel för att värma upp vattnet i KBR:en för att optimera förhållandena för mikroorganismerna.

År 2015 anlades en ny IFA-deponi (IFA3) för att överta verksamheten när IFA1&2-deponin sluttäcks. Sluttäckning av IFA1&2-deponin beräknas inledas under år 2017.

3.1.2 Deponier för farligt avfall

Avfallsanläggningen har sex stycken områden med deponier för farligt avfall. Tre av områdena utgör specialcellsområdet och består av två deponier för elektronik och aska som är sluttäckta samt en deponi för asbest. År 2015 anlades en ny FA-deponi (FA-1) och år 2016 två till (FA-2a och FA-2b) efter beslut från Länsstyrelsen (SÖRAB, 2016a).

3.1.3 Sorterings- och behandlingsytor

I figur 1 är verksamhetsytor markerat med lila, dessa är sorterings och behandlingsytor med olika funktioner. Verksamhetsytor kan delas upp i lagerplatser för icke-farligt avfall (IFA-verksamhet) vilket innefattar återvinningscentral, sorteringsytor mm och lagerplatser för farligt avfall (FA-verksamhet) vilka främst består av behandling av förorenade jordar och oljeslamshantering. Tabell 2 beskriver de olika verksamhetsytornas storlek, användningsområde samt till vilken damm processvattnet rinner till.

Tabell 2: De olika verksamhetsytornas utövare, användning, area samt vilken damm processvattnet rinner till.

Namn	Utövare	Användning	Area (ha)	Rinner till
Lagerplats 1	SÖRAB	Sortering/lagring	0,84	L1
Lagerplats 3:2	SUEZ	Biosan	0,87	L17
Lagerplats 3:3 & Lagerplats 12	SUEZ/SÖRAB	Behandling av förorenade jordar & ris	3,21	L17
Lagerplats 6:1	SÖRAB	Sortering/lagring	1,25	L4
Lagerplats 6:2	SÖRAB	Sortering/lagring	0,21	L1
Lagerplats 6:3	SÖRAB	Sortering/lagring	0,34	L1
Lagerplats 7	Big Bag	Sortering/lagring	1,39	L1
Lagerplats 9	SÖRAB	Tryckimpregnerat	0,53	L1
Lagerplats 10	Big Bag	Sortering/lagring	0,35	L4

3.2 VATTENRENING

Vattenreningsanläggningen för Löt består av flertalet dammar, en biologisk rening (KBR), en våtmark samt en översilningsyta. Reningsanläggningen finns markerat med blått i figur 2. Det vatten som infiltrerar deponierna hänvisas till som lakvatten medan det som tillkommer från behandling av förorenade massor och som passerar sorteringsytor hänvisas till som processvatten.

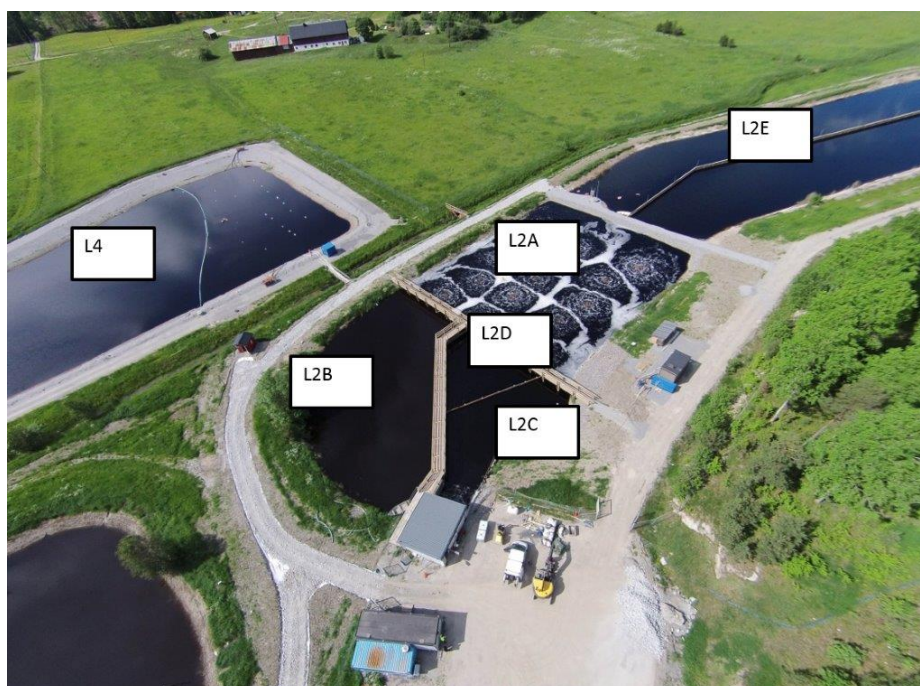
3.2.1 Behandlingsdammar

Det finns flertalet dammar inom anläggningen som har olika funktion. Den minsta dammen L17 används som provtagningsdamm för det processvatten som kommer från FA-verksamheterna. Damm L1 är en luftad damm dit näringsfattigt processvatten leds och

den främsta egenskapen hos dammen är sedimentering av partikelbundna metaller. Lakvattnet från specialcellsområdet och de nya deponiyorna lagras i damm L4 och damm L2E.

3.2.2 Kontinuerlig biologisk reningsanläggning

För att minska belastningen av ammonium från IFA 1&2-deponin anlade SÖRAB 2014 en kontinuerlig biologisk reningsanläggning (KBR:en) för att med hjälp av bakteriell aktivitet minska kväveinnehållet i lakvattnet. KBR:en använder sig av nitrifikation och denitrifikation för kväveavskiljning. Anläggningen är uppdelad i fyra sektioner efter reningsprocess (figur 2); nitrifikation (L2A), denitrifikation (L2B), efterluftning (L2C) och sedimentation (L2D).



Figur 2: Foto över den kontinuerliga biologiska reningsanläggningen med de olika sektionerna utmarkerade. Även utjämningsmagasinen L4 och L2E är utmarkerade. © SÖRAB 2014

I den första sektionen L2A sker nitrifikation. Sektionen är syresatt med bottenluftare som regleras automatiskt för att hålla 4 mg-DO/l. L2B som följer är syrefri och ska gynna de denitrifierande bakterierna. Hit tillsätts en extern kolkälla i form av Brenntaplus VP1. Efterluftningen i L2C är till för att reducera BOD-halten. Sista sektionen är L2D och här sker viss sedimentering innan vattnet släpps vidare till våtmarken.

Anläggningen är designad för ett kontinuerligt flöde och vattennivån minskar med 5 cm mellan varje reningssteg, vattennivån i sedimentationsbassängen (L2D) är därför 15 cm lägre än vattennivån i nitrifikationsbassängen (L2A). Vattnet rinner mellan dammarna med hjälp av triangulära överfall. I dagens läge drivs KBR:en inte kontinuerligt utan en drifttekniker justerar flödet in och ut ur KBR:en efterhand. Den maximala hydrauliska belastningen anläggningen är dimensionerad för är 18 m³/h.

Anläggningen är belägen utomhus och eftersom reningen utförs genom biologiska processer så påverkas reningsgraden av temperaturen. Vattnet som kommer direkt från IFA1&2-deponin har en temperatur på ca 18 °C då deponin är en naturlig värmekälla (Alcontrol data). För att hålla temperaturen på en önskad nivå används en värmeväxlare kopplad till en värmepanna som drivs på deponigasen som bildas i deponin. På så vis kan processerna fungera även när omgivande temperatur är låg.

3.2.3 Våtmarken/ översilningsytan

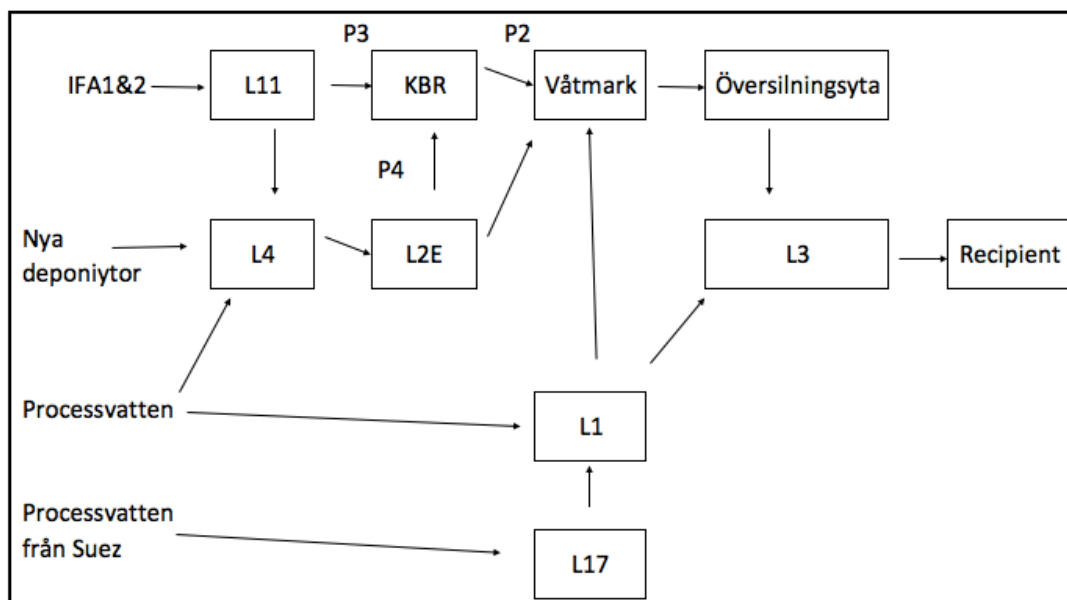
Innan lak- och processvattnet släpps vidare till recipienten efterbehandlas det i en våtmark och översilningsyta. Våtmarken är 2,3 ha stor och har en kapacitet för 30 000 m³ men är optimerad för 10 000–15 000 m³ (SÖRAB, 2014c). Den har tät vegetation längs kanterna och vallar med öppna djupare partier emellan. I våtmarken sker en ytterligare kväverening, nedbrytning av BOD och sedimentering. Innan KBR:en byggdes var anläggningen beroende av våtmarken för denitrifikation men tanken är att den främst ska ha sedimenterande funktion. Från våtmarken sprids vattnet via spridningsledningar över en översilningsyta för ytterligare fastläggning innan det når utsläppspunkten.

3.2.4 Utsläppspunkten

Utsläppspunkten för reningsanläggningen kallas för L3 och det är där SÖRAB har riktvärden för hur höga halter som får släppas till recipient. Det renade lak- och processvattnet kommer hit efter att ha renats i reningsanläggningens olika steg.

3.3 LAKVATTENRENINGSANLÄGGNINGEN PÅ LÖT

Figur 3 beskriver flödenas huvudsakliga riktning inom lakvattenreningsanläggningen.



Figur 3: Flödesschema över flödena inom anläggningen.

Det finns fyra strömmar av lak- och processvatten. En delström med näringsrikt lakvatten från IFA1&2-deponin, en med lakvatten från övriga deponiytor, en med processvatten från behandlings- och lagringsytor och till sist en delström med processvatten från Suez

verksamhetsytor (behandlingsytor av farligt avfall). Flödenas riktning regleras med ventiler som justeras manuellt.

Lakvattnet från IFA1&2-deponin samlas upp i brunn L11 varefter det leds till pumpgrop 3 (P3). Pumpen i P3 är nivåstyrd och ifall vattennivåerna är höga och pumpen avstängd kan flödet stängas av och lakvatten istället magasineras i deponin. Från P3 pumpas det vidare till pumphus 4 (P4) där det blandas med lakvatten från pumpgrop 2 (P2). För att få ett jämt flöde in till KBR:en reglerar pumpen i P4 flödet från övriga pumpar. Från P4 pumpas det blandade lakvattnet vidare till KBR-anläggningen. Efter att ha passerat igenom KBR-anläggningen leds det till fack 2 i pumphus 1 (P1) varefter det pumpas ut till våtmarken eller direkt till översilningsytan.

Lakvattnet från resterande deponiytor och specialcellsområdet samlas upp i brunn L16. Därefter leds det till damm L4. Processvatten från vissa behandlings- och lagringsytor leds också till L4. Från L4 leds vattnet vidare till utjämningsmagasin L2E via självfallsledning. Uppehållstiden i L4 och L2E är lång och viss biologisk aktivitet sker i dammarna. Vatten från utsläppspunkten (L3) kan ledas tillbaka till L2E om tillståndets riktvärden ej uppfylls. Från L2E sker en flytande tömning till P2 som sedan pumpar vattnet vidare till P4 och in i KBR:en. Från P4 kan även vattnet pumpas direkt till våtmarken via fack 1 i P1 ifall halterna är sådana att biologisk rening inte behövs.

Processvattnet från Suez verksamhetsytor leds till damm L1 via L17. En nivåstyrd pump i L17 pumpar processvattnet genom ett biofilter till L1 för luftning och sedimentering, vid bräddning kan det ledas direkt via ett bräddavlopp. Processvatten från behandlings- och lagringsytor leds direkt till L1 och i fall av brand leds allt processvatten om till L1. Från L1 pumpas vattnet via en nivåstyrd pump till fack 1 i P1 för att sedan pumpas till våtmarken eller översilningsytan.

Från våtmarken pumpas vattnet vidare till översilningsytan med hjälp av en flytande pump. Om näringshalterna är för höga och överskrider riktvärdet stoppas pumpningen från våtmarken för att öka uppehållstiden och därmed reningsgraden. Efter att vattnet har efterpulerats i översilningsytan samlas det upp i ett dike och leds till utsläppspunkten (L3). Vattnet rinner med självfall över översilningsytan till L3, oavsett om det sprids vatten från våtmarken kommer det alltid att finnas ett basflöde i L3. Tillståndets riktvärden avser halter i L3. Om riktvärden uppfylls pumpas vattnet ut till recipient annars finns möjlighet att skifta ventiler för att leda tillbaka vattnet till L2E.

3.4 MILJÖDOMSTOLENS TILLSTÅND

Tillståndet för Löt avfallsanläggning fastställdes 2010-03-03 av Mark- och miljödomstolen (mål: M 3092-08). I domen ingick endast provisoriska föreskrifter för behandling och utsläpp av vatten då SÖRAB under en prövotid skulle undersöka lakvattnets karaktär m.m. Prövotiden förlängdes i deldom 2016-06-09 (mål: M 3092-08) och från och med 2016-07-01 fick Löt ett nytt tillstånd där domstolen fortsatt skjuter upp frågan om slutgiltiga villkor avseende utsläpp till vatten. Under denna prövotid ska SÖRAB utreda (SÖRAB, 2016a):

- tillkommande lak- och processvattenströmmars karaktär och lämpliga metoder för behandling av dessa.

- möjligheterna att anlägga en våtmark nedströms utsläppspunkten i syfte att undvika ökad tillförsel till närområdet av närsalter och farliga ämnen.
- möjligheten att behandla lakvatten i KBR-anläggningen under en större del av året utan risk för ökade utsläpp av fosfor och BOD7 i utsläppspunkten och att i övrigt optimera driften av anläggningen.
- möjligheten att reducera det behandlade lakvattnets innehåll av arsenik och krom.
- om det är tekniskt möjligt, ekonomiskt rimligt och miljömässigt motiverat att nederbördsskydda vissa behandlingar, lagringsytor och vid deponering för att minska mängden föroreningar samt vilken parameter som kan ersätta TOC för utsläpp till vatten.

Utredningen av dessa ska vara klar senast vid slutet av 2019. Tillsynsmyndighet för Löt avfallsanläggning är länsstyrelsen i Stockholms län.

3.4.1 Riktvärden

I det nya tillståndet för anläggningen är riktvärden för utsläppshalter angivna som kvartalsmedelvärden. Se tabell 3 för angivna riktvärden för anläggningen. Halterna avser föroreningar i det behandlade lak- och processvattnet i utsläppspunkten L3 (SÖRAB, 2016a).

Tabell 3: Riktvärden för utsläppshalter enligt anläggningens tillstånd (SÖRAB, 2016a).

Parameter	Riktvärde
Arsenik	12 µg/l
Bly, Pb	5 µg/l
Kadmium, Cd	0,4 µg/l
Koppar, Cu	15 µg/l
Krom, Cr	30 µg/l
Kvicksilver, Hg	0,1 µg/l
Nickel, Ni	50 µg/l
Zink, Zn	80 µg/l
Ammoniumkväve, NH ₄ -N	10 mg/l
BOD7 (ATU)	15 mg/l
Fosfor total, P	0,4 mg/l
Klorid, Cl	900 mg/l
Kväve total, N	-
Suspenderade ämnen	-
TOC	-

Fram till 2016-06-30 hade anläggningen både halt- och årsmängdvärden som ej fick överskridas. Detta medförde att anläggningen har behövt stoppa utflödet i slutet av året för att inte överskrida mängdriktvärdet. Det har lett till att magasinerna inte tömts då de ej har haft möjlighet att släppa ut renat vatten till recipienten året runt.

För att inte påverka omgivningen markant har även SÖRAB själva räknat ut interna riktvärden som inte bör överskridas för att inte göra åverkan på recipienten med avseende

på miljö kvalitetsnormerna. I bilagan ”Acceptabel belastning” (SÖRAB, 2014d) har riktvärden beräknats bakifrån från närmaste VISS-punkt. VISS står för Vatteninformations-system och är en databas över ett urval av Sveriges vattenförekomster. Ur VISS kan information om statusklassning, miljöproblem och åtgärder hämtas (VISS, 2017).

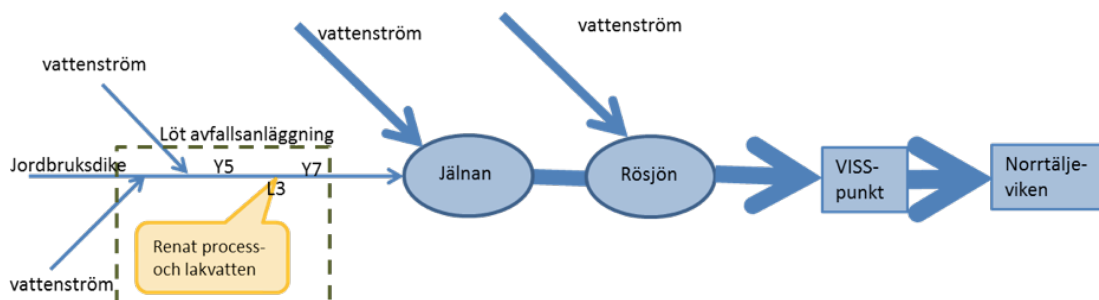
Den närmaste VISS-punkten finns i Frihamra och ca 53 % av flöde där beräknas komma från sjön Jälnan. Därifrån har ett riktvärde beräknats för jordbruksdiket dit utsläppen sker. I tabell 4 finns de beräknade riktvärden redovisade.

Tabell 4: Beräknade riktvärden för Jälnan och jordbruksdiket.

Parameter	Jälkans lägsta beräknade riktvärde $\mu\text{g/l}$	Beräknat riktvärde i jordbruksdiket $\mu\text{g/l}$
Arsenik	1,6	5
Bly, Pb	1	5
Kadmium, Cd	0,1	0,5
Koppar, Cu	3	9
Krom, Cr	5	25
Kviksilver, Hg	0,1	0,4
Nickel, Ni	14	20
Zink, Zn	20	55
Ammoniumkväve, $\text{NH}_4\text{-N}$	827	1200
Fosfor total, P	45	75
Klorid, Cl	-	300000

3.4.2 Recipient

Det renade lak- och processvattnet släppts ut i ett jordbruksdike som rinner igenom avfallsanläggningen. Jordbruksdiket mynnar ut i sjön Jälnan som är den första recipienten. Utsläppen står för ca 13 % den totala tillrinningen till Jälnan men mindre än 2 % av Jälkans totala utflöde. Från Jälnan rinner vattnet ett 1 km långt dike till Rösjön och fortsätter därefter uti Vretaån. Vretaån rinner i sin tur vidare till sjön Lommaren som så småningom rinner ut i Norrtäljeån och Östersjön i Norrtäljeviken. Mellan Rösjön och Norrtäljeviken ligger den VISS-punkt som är närmast Jälnan (Friman Ekologikonsult, 2014). Figur 4 illustrerar recipienternas läge och flödenas förhållanden.



Figur 4: Löt avfallsanläggningens recipienter. Storleken på pilarna indikerar storleken av flödena. L3 anger utsläppspunkten för anläggningen. © SÖRAB 2014

3.4.3 Egenkontroll

För att säkerställa att riktvärden från tillståndet upprätthålls tas vattenprover regelbundet. Vattenprover tas av lak- och processvatten inom anläggningen samt yt- och grundvatten i omgivande miljö för att säkerställa att inga läckage sker eller att påverkan på recipient blir för stor. Vattenproverna skickas till Alcontrol laboratories för analys.

4 METOD

4.1 DATAHANTERING

Analysprover för vattenkvaliteten i de olika dammarna och brunnarna har tagits enligt SÖRABs provtagningsprogram och skickas iväg till Alcontrol laboratories i Linköping för analys. Samtliga analysresultat finns tillgängliga via @mis, Alcontrols internetbaserade kommunikationsplattform.

Flödesinformation från pumpar och flödesmätare hanteras av Grundfos Remote management. Data sparas varje halvtimme, med undantag för avvikelser, i en kumulativ volym som har passerat pumpen. För att få ut flödet behövs därför manuell hantering göras genom att under det specifika intervallet ta det kumulativa volymsvärdet för den senare tiden subtraherat med den tidigare. På så vis transformeras volymsdata till flödesdata. De flöden där det finns data är mellan L1 och våtmarken, mellan KBR:en och våtmarken, ingående vatten i KBR:en från L2E (P2) och från L11 (P3) samt för jordbruksdiket uppströms utsläppspunkten (Y5).

För data över lakvattenbildningen har pumpflödet i pumpgrop 3 (P3) använts. I Grundfos fanns endast flödesdata till och med juni 2016 tillgängligt men data från maj 2015 finns manuellt nedskrivet i ett anteckningsblock av driftteknikerna som arbetar på anläggningen. Även där registreras volymen som passerat pumpen och samma hantering som ovanstående behövde därför även göras för dessa data. Pumpen i P3 är nivåstyrd men då pumpen ibland är avstängd av olika anledningar kan lakvatten magasineras i deponin, pumpflödet är därför inte helt proportionellt mot lakvattenbildningen. Avvikelser som skett har registrerats i samma anteckningsblock som driftteknikerna registrerat pumpflödet. Grundfos-systemet anses pålitligare och därför har data från Grundfos används i första hand.

Meteorologiska data erhöles av SMHI. Mätområdet är benämnt som HBV-Sverigeområde: 52-002 och data sammanställs av SMHI och skickas till SÖRAB två gånger per år. Data är modellerad med S-HYPE och består av nederbörd (CPRC), avdunstning (EVAP) samt temperatur (CTMP). Från dessa summerades månadsnederbörden och månadsavdunstningen. Kvartals- och årsmedelvärden beräknades för nederbörd och avdunstning och definieras som normalår.

4.2 DRIFTANALYS

Analysprover från KBR:en, våtmarken och utsläppspunkten har analyserats och för att bedöma reningens effektivitet under olika säsongsförutsättningar. Flödesdata och ingående vattenströmmars karaktär har använts för att kartlägga vattnets karaktär.

Medelflödet per kvartal för recipienten i provpunkt Y5 beräknades. Analysprover för jord-

bruksdiket före och efter avfallsanläggningens utsläppspunkt jämfördes med de antagna riktvärdena.

4.3 TIDIGARE DRIFTSTRATEGIER FÖR KBR:EN

4.3.1 År 2014

Vid anläggningens uppstart sommaren 2014 utfördes optimeringsförsök för att få processerna att fungera. Initialt överdoserades mängden fosforsyra och kolkälla för att säkerställa att dessa ej var begränsande för de biologiska processerna. Därefter utfördes ett antal olika scenarier för driften. Resultaten redovisades i examensarbete av Liselott Karlsson (2014).

4.3.2 År 2015

Uppstartsstrategin under 2015 delades in i 5 steg (Avfall Sverige, 2016c).

Steg 1: Påbörjad uppvärmning av vattnet i L2A, luftarna var avstängda och ingen cirkulation av vatten skedde.

Steg 2: När vattnet i L2A nått 10 °C startades luftarna och vattnet började cirkulera över anläggningen från L2D tillbaka till L2A, dock utan att vatten släpptes från anläggningen.

Steg 3: När temperaturen i L2A var över 15 °C tillsattes fosforsyra initialt för att få igång nitrifikationen. Fosforsyra tillsattes en gång i april och en gång i maj. Målhalten fosfatfosfor var 1 mg/l över hela anläggningen. Vattnet cirkulerade fortfarande över anläggningen utan utsläpp.

Steg 4: När nitrifikationen fungerade började vatten släppas ut och anläggningen kördes med begränsat flöde på 9 m³/h. Inkommande vatten kom från IFA1&2-deponin och från L2E. Flödet till KBR:en började 8 juni. Fosforsyra tillsattes sedan kontinuerligt från juni i L2A och L2B och Brenntapplus VP1 (kolkälla) tillsattes kontinuerligt i L2B. Doseringen motsvarade 0,3 l fosforsyra och 85 l kolkälla per dygn. Den 30 juli tillsattes 1 liter fosforsyra extra till L2B.

Steg 5: När samtliga processer (nitrifikation och denitrifikation) fungerade började anläggningen köras med fullt flöde (18 m³/h). Kemikalietillsatserna ökade till 1 l/dygn fosforsyra i L2A och L2B och 200 l/dygn Brenntapplus VP1 i L2B. Anläggningen kördes sedan utan förändringar till driftsäsongens slut i januari 2016 (Avfall Sverige, 2016c).

4.3.3 År 2016

Strategin 2016 skiljde sig inte markant från 2015. Den stora förändringen var att fosforsyra endast tillsattes initialt och inte kontinuerligt. Mängden Brenntapplus VP1 som tillsattes justerades även efter både nitrathalten i L2A och den hydrauliska belastningen på KBR:en. Belastningen på anläggningen var mycket lägre än under 2015 då endast lakvattnet från IFA1&2-deponin användes. Anläggningen stängdes inte heller av utan har körts kontinuerligt sedan uppstarten i april 2016.

4.4 MODELLERADE LAKVATTENFLÖDEN

4.4.1 Avrinningskoefficienter

Sambandet mellan nederbörd och lakvattenbildning är inte linjärt då det finns fördröjningseffekter o.s.v. Parametrar så som infiltrationshastighet, snö, magasinering etc. kommer att påverka bildningen och för att beskriva sambandet riktigt behövs därför en dynamisk modell. Dessa blir snabbt komplexa och då resultatet ämnar vara enkelt och robust

används avrinningskoefficienter för att simulera lakvattenbildningen.

Data för pumpflödet i P3, från IFA1&2-deponin, finns noterat från maj 2015. För övriga deponier saknas flödesmätningar och därför antas att lakvattenbildningen är lika stor i förhållande till nederbörden för samtliga deponier. Avrinningskoefficienterna beräknade från P3 används för att estimeras lakvattenbildningen från alla deponiytor.

Avrinningskoefficienten φ för deponier beräknades enligt

$$\varphi = \frac{a(m^3)}{P(mm) \cdot A(ha) \cdot 10} \quad (3)$$

där a = pumpflödet i P3 [m^3 /kvartal]

P = kvartalsmedelnederbörd [mm/kvartal]

A = deponiyornas area [ha]

Avrinningskoefficienten för årsmedelflödet beräknades på samma sätt som för kvartalsmedelflödet. Vid beräkning av avrinningskoefficienter tas ej hänsyn till framtida klimatförändringar då systemet antas förändras när IFA1&2-deponin sluttäcks på grund av minskade lakvattenmängder.

För processvattenbildningen saknas flödesmätningar, avrinningskoefficienten hämtas därför från litteraturen. Verksamhetsytorna och lagringsplatserna som bidrar med processvattnen är hårdgjorda asfaltsytor med olika typer av material förvarat ovanpå. Från svenskt vatten P90 (2004) anges avrinningskoefficienten för hårdgjorda ytor 0,8. På grund av att nederbörden som passerar lagringsplatserna även infiltrerar ”bråtet” bedöms avrinningskoefficienten för dessa att vara 0,7.

Våtmarken är konstgjord och det sker ingen infiltration till marken utan allt vatten samlas upp och pumpas vidare till översilningsytan. Vattenförlusten sker därför främst via evaporation och transpiration från växter i våtmarken. Larm, T (2000) anger att avrinningskoefficienten för våtmarker varierar mellan 0,1 och 0,4. Eftersom våtmarken på Löt är artificiell antas avrinningskoefficienten vara 0,4.

Översilningsytan består av tät vegetation och bedöms därför vara likvärdig med en jordbruks- eller skogsmiljö. Enligt Larm, T (2000) varierar avrinningskoefficienten för skog och jordbruk mellan 0,1 och 0,3 beroende på läget. Eftersom översilningsytan sluttar antas den högre begränsningen beskriva översilningsytan.

Det sker även tillskott av vatten till systemet av nederbörd på dammarna. Denna antas endast försvinna genom evaporation, ingen avrinningskoefficient beräknas därför utan avrinningen antas vara samma som den effektiva nederbörden. Den effektiva nederbörden definieras som nederbörd – avdunstning (Arvidsson et al., 2012).

Avrinningskoefficienten för hela anläggningen beräknades likt avrinningskoefficienten för deponierna med ekvation (3) för medelflödet från utsläppspunkten L3 och medelnederbörden.

Som verifiering av avrinningskoefficienterna beräknades den totala avrinningskoefficien-

ten för anläggningen med ekvation 2 och jämfördes med avrinningskoefficienten beräknad från den totala medelårsavrinningen (från L3) för anläggningen.

4.4.2 Flödesmodell

Medelavrinningen från anläggningen modellerades med antagna och beräknade avrinningskoefficienter enligt

$$Q_m = A_i \cdot \varphi_1 \cdot P \cdot 10 \quad (4)$$

där A = area för område i [ha]

φ = avrinningskoefficient för område i [-]

P = nederbörd för ett normalår [mm]

10 = omvandlingsfaktor

Modellen användes för att beräkna medelavrinningen för de olika ytorna och för den totala anläggningen under kvartal och år. För att verifiera flödesmodellen jämfördes den uppmätta medelårsavrinningen från utsläppspunkten L3 med den modellerade årsavrinningen.

Flödesmodellen användes sedan för att beräkna de kumulativa lak- och processvattenvolymer som passerar de olika dammarna/reningsstegen inom anläggningen under kvartalen och över året. Utifrån dessa beräknades sedan uppehållstider och den hydrauliska belastningen.

4.4.3 Marginaler för vattenlagring

För att undvika bräddning behöver dammarna ha en viss marginal för att kunna magasinera stora vattenvolymer som kan bildas vid extrem nederbörd eller snösmältning.

Vattenvolymer som bildas vid ett 20-årsregn med uppehållstiden 6, 12 och 24 timmar modellerades med flödesmodellen med data från Rapport P104 "Nederbördsdata vid dimensionering och analys av avloppssystem" från Svenskt Vatten (2011). Tabell 5 visar nederbördsmängden för de olika varaktigheterna.

Tabell 5: Mängden nederbörd som bildas vid ett 20-årsregn med varaktigheten 6, 12 eller 24 timmar.

Varaktighet [h]	Nederbörd för 20-årsregn [mm]
6	51
12	62
24	77

Avrinningskoefficienterna multiplicerades med 1,25 för att anpassas till ett 20-årsregn i enighet med litteraturen (Vägverket, 2008). Vattenvolymer jämfördes sedan med anläggningens kapacitet för att avgöra hur stor del som måste vara vakant för att säkerställa att orenat vatten inte släpps ut.

4.4.4 Modifierad flödesmodell

Enligt SÖRAB:s önskemål att årligen möjliggöra för underhållsarbete och inspektion KBR-anläggningen behöver denna tömmas en gång per år. Detta medför ett driftstopp som utifrån pumpbegränsningar och tidigare års erfarenheter är avsevärt längre.

För att inte riskera att spola ut organismerna och släppa ut höga halter av ammonium vid tömning av KBR:en måste flödet vara samma som vid drift. Med ett approximerat flöde på 10 m³/h tar det en månad att tömma anläggningen. Driftteknikerna önskar sedan en månad för att de ska hinna inspektera och reparera eventuella fel. Ytterligare en månad förväntas åtgå för påfyllning av KBR:en.

Under uppstarten 2015 redovisade Alcontrol felaktiga analysresultat vilket gör att det är svårt att avläsa den faktiska tiden det tog för nitrifikationen att komma igång. Från 2016 års data ses att det tog cirka en månad efter att fosforsyra tillsattes tills att nitrifikationen var igång. Uppstart har ej gjorts utan att fosforsyra har tillsatts men detta antas vara möjligt då fosfor ej har visat sig vara begränsande för nitrifikationen. Däremot beräknas en uppstart utan fosforsyra att ta längre tid. Sammantaget medför detta ett driftstopp på 4–5 månader och att driftsäsongen istället blir 7–8 månader lång.

Flödesmodellen modifierades med avseende på KBR:ens driftstopp och begränsningar i utsläppsflödet. I den modifierade modellen antas ingående vatten till KBR:en komma från både L11 och L2E. KBR:ens driftstopp medförde att inget vatten släpptes från KBR:en under uppstartsperioden och att den volym som magasineras under givna period istället passerade anläggningen i kvartal 2. Under kvartal 4 antas KBR:en endast tömmas, resterande volym antas magasineras och även det passera under kvartal 2. Den nya flödesfördelningen från KBR:en tillsammans med flödet från L1 och tillskottet från nederbörd över översilningsytan utgjorde det modifierade utflödet.

Det modifierade utflödet jämfördes med medelflödet i Y5. Om utflödet var större än flödet i Y5 korrigerades utsläppsflödena för att ”passa bättre” mot Y5.

4.5 VATTENVOLYMER

När KBR:en är i drift ska anläggningen vara bräddfyllt. Pumpen i L1 är nivåstyrd och vattennivån i L1 antas därför att vara konstant. Allt vatten från L11, L4+L2E och L1 kommer därför att hamna direkt i våtmarken. L4 och L2E är kopplade via en självfallsledning och hur fördelningen av lakvattnet mellan dessa två ser ut sköts i den dagliga driften. När KBR:en är igång är förhoppningen att allt vatten som hamnar i L2E ska transporteras vidare.

Volymen i våtmarken korrigerades efter flödesbegränsningar i Y5. Under kvartal 3 är utflödet från L3 större än medelflödet i Y5. Volymen i våtmarken justerades för att ha kapacitet att magasinera den vattenvolym som inte kan släppas ut.

4.6 INGÅENDE VATTENFLÖDE TILL KBR:EN

Den modifierade flödesmodellen tillsammans med analysresultat och en kostnadskalkyl för den externa kolkällan Brenntapplus VP1, som tillsätts i denitrifikationssteget i KBR:en, användes för att undersöka vilken eller vilka delströmmar som bör utgöra det ingående

vattnet till KBR:en.

Totalkoncentrationen vid sammanblandning av två vattenströmmar med olika näringsinnehåll beräknades med ekvation (5).

$$C_{tot} = \frac{C_1Q_1 + C_2Q_2}{Q_1 + Q_2} \quad (5)$$

C_{tot} = Totalkoncentrationen [g/m³]

C = koncentration för delflöde i [g/m³]

Q = delflöde i [m³/h]

Totalkoncentrationerna och de modellerade flödena från L2E och L11 användes för att beräkna dagsbehovet och kostnaden per dag för Brenntaplust VP1.

4.7 DRIFTSTRATEGI

Resultaten från undersökningarna av KBR:en och flödesmodellen användes för att skapa en driftstrategi för KBR:en. Resultaten användes som grund för att planlägga KBR:ens driftsäsong. Strategin delades upp i kvartal för att enkelt kunna följa avfallsanläggningens utsläppskrav från Miljödomstolen. De angivna riktvärdena från Miljödomstolen är kvartalsmedelvärde varför en kvartalsuppdelning av strategin var önskvärd.

Utifrån framtagna vattenvolymer och marginaler för att undvika brädning inkluderades även utsläppshastigheten från L3 i driftstrategin.

5 RESULTAT

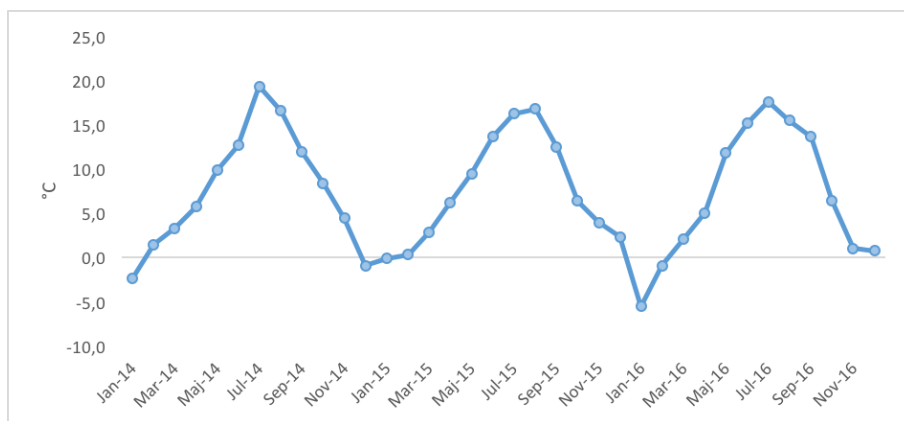
5.1 SÄSONGSVARIATIONER

Nederbörden har en stor påverkan på de vattenflöden som behöver hanteras inom anläggningen. Tabell 6 visar kvartals- och årsnederbörden från 2012 till 2016 vid HBV-sverigeområde: 52-002 (SMHI, data) samt medelnederbörden för senare jämförelser. Ett normalår definieras som ett år med medelnederbörd, beräknad mellan 2012 och 2016.

Tabell 6: Kvartals och månadsnederbörden för HBV-sverigeområde: 52-002 från 2012 till 2016 samt medelnederbörden.

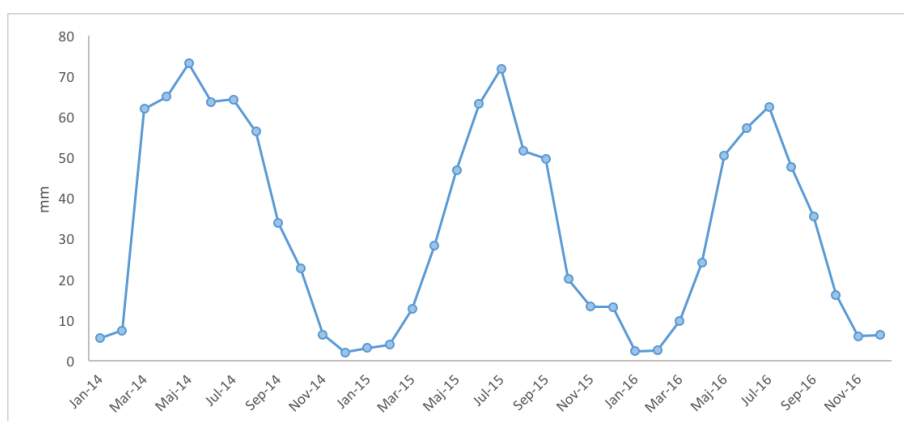
Nederbörd (mm)	2012	2013	2014	2015	2016	Medel
Q1	127	56	136	141	79	108
Q2	252	136	140	134	114	155
Q3	306	129	211	200	127	195
Q4	211	173	162	85	137	153
Total årsnederbörd	896	494	649	559	456	611

Eftersom reningsprocesserna för lakvattenreningsanläggningen är belägna utomhus påverkas dessa mycket av klimatet. Medeltemperaturen för HBV-sverigeområde 52-002 från januari 2014 till december 2016 ses i figur 5. Temperaturen följer ett tydligt säsongsmönster där december/januari är den kallaste månaden och juli/augusti den varmaste.



Figur 5: Månadsmedeltemperaturen från januari 2014 till december 2016.

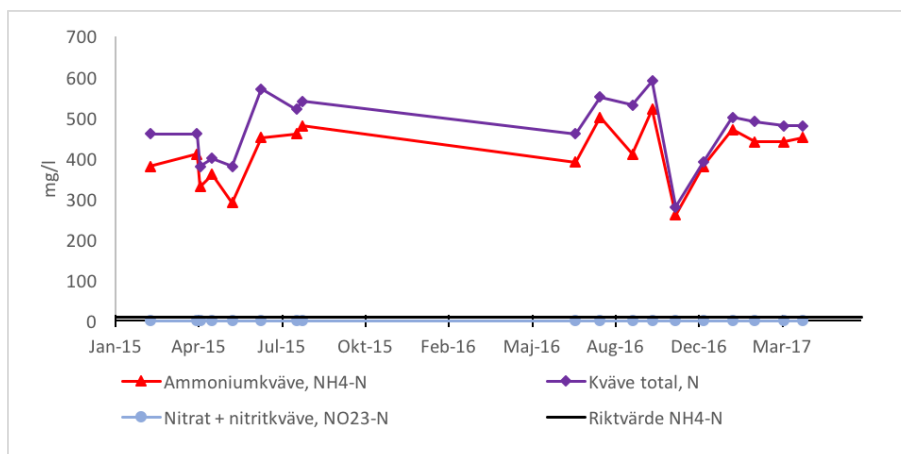
Även månadsavdunstningen följer samma årsmönster som temperaturen, se figur 6. Avdunstningen mäts i mm (liter vatten som avdunstar per kvadratmeter) per månad och är starkt kopplad till temperaturen. I figur 6 ses att avdunstningen är nära noll under kvartal 1 och 4 men att det har en avsevärd påverkan under kvartal 2 och 3.



Figur 6: Månadsavdunstningen mätt i mm från januari 2014 till december 2016.

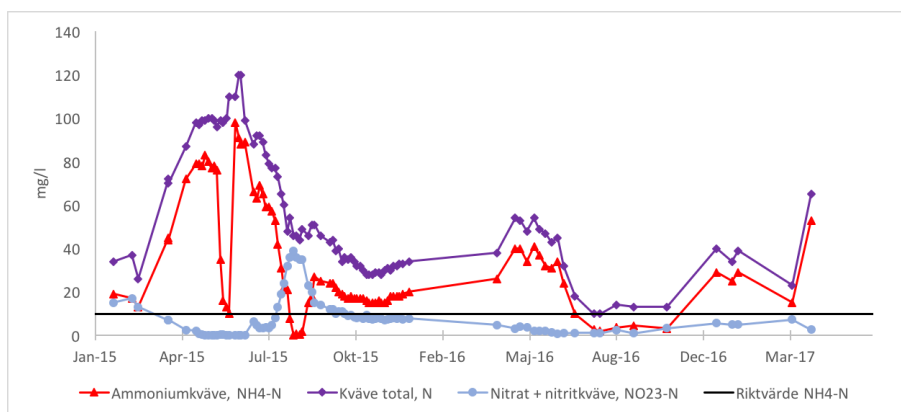
5.2 DELFLÖDEN TILL KBR:EN

Det ingående vattnets karaktär har varierat under driftsäsongerna, således har halterna ammonium som behandlats varierat. Figur 7 visar analysresultaten för hur kvävehalterna i IFA1&2-deponin från provpunkt L11 har varierat mellan januari 2015 och april 2017. Mellan augusti 2015 och juli 2016 togs inga analysprover.



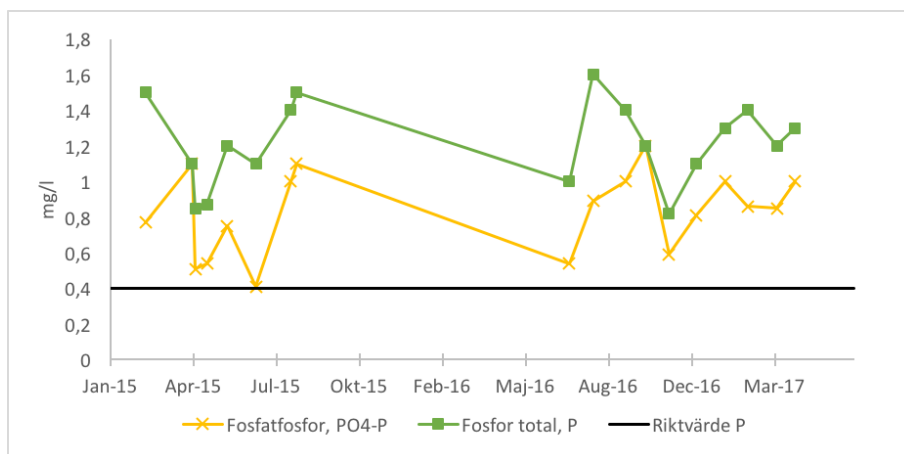
Figur 7: Lakvattnet från IFA1&2-deponins kvävehalter.

Under 2015 tillsattes även vatten från utjämningsmagasinet L2E för att upprätthålla ett jämnt flöde in i KBR:en. I figur 8 redovisas analysresultaten för kvävehalterna i L2E från december 2015 till april 2017. Kvävehalterna i L2E minskar under sommartid, detta på grund av att viss nitrifikation och denitrifikation sker spontant. I augusti 2015 ses att nitrifikation sker spontant då ammoniumhalten minskar samtidigt som nitrathalten ökar. Halterna har under 2016 generellt varit lägre än 2015 men fortfarande över tillståndets riktvärden.

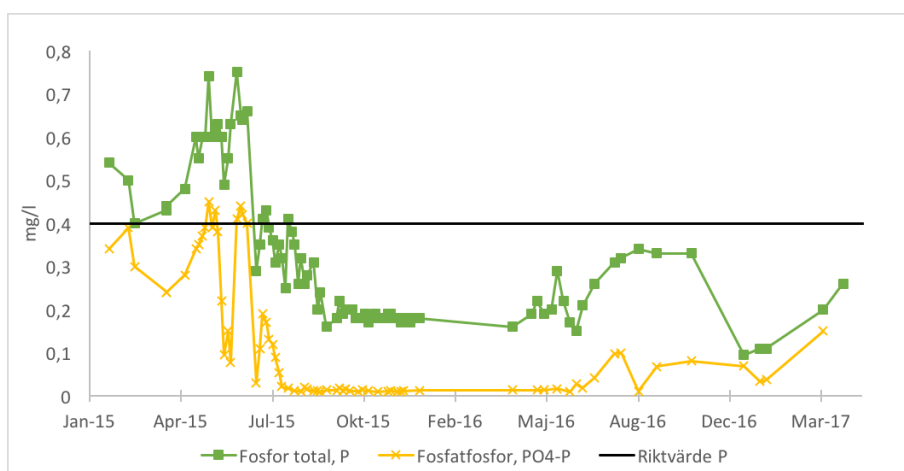


Figur 8: Lakvattnet från L2Es kvävehalter.

Nedan presenteras analysresultaten för fosfatfosfor och totalfosfor för utgående vatten från IFA1&2-deponin (provpunkt L11) i figur 9 och utjämningsmagasinet L2E i figur 10. Fosfathalten i L11 varierar mellan 0,5 mg/l och 1 mg/l medan den är avsevärt lägre i L2E.



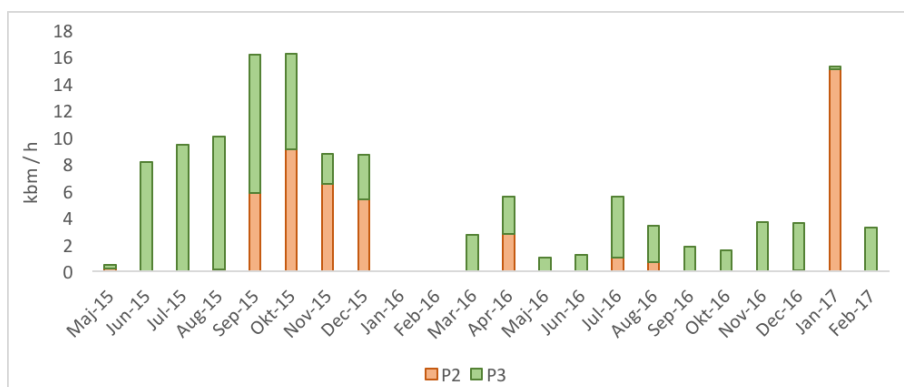
Figur 9: Fosforhalterna i lakvattnet från IFA1&2-deponin.



Figur 10: Fosforhalterna i lakvattnet från L2E.

5.3 FLÖDE

Flödet under 2015 års driftsäsongs hölls konstant genom att lakvatten tillfördes från IFA1&2-deponin och från L2E. Under 2015 upprätthölls ett flöde på 9 m³/h eller 18 m³/h beroende på vilket steg i driftfasen anläggningen befann sig. Figur 11 visar förhållandet mellan de två delflödena under perioden 2015–2016.

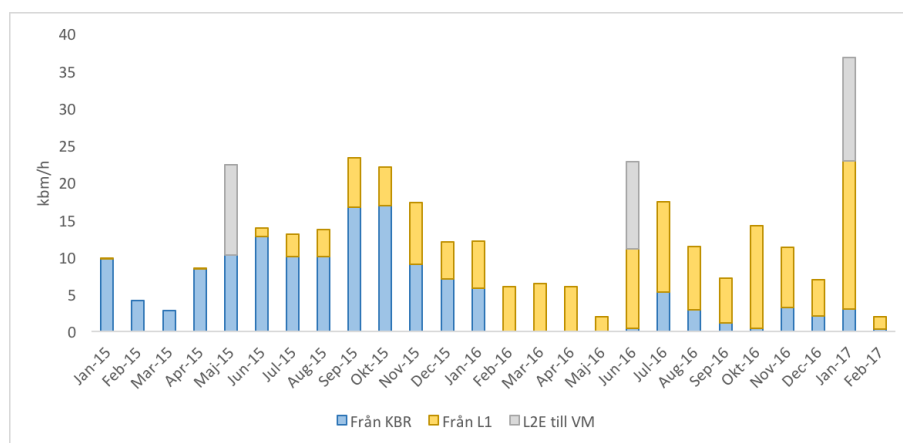


Figur 11: Flödet genom KBR:en. P3 representerar lakvatten från IFA1&2-deponin och P2 lakvatten från L2E.

Flödesdata för P3 fanns endast tillgänglig från maj 2015. Data för flödena är ungefärliga då de är manuellt nedskrivna vid enstaka tillfällen och bör därför användas med försiktighet. Från figur 11 framkommer att flödet från deponin (P3) var större juni-oktober för att sedan mer än halveras. Flödet har senare legat på den lägre nivån. Mellan september och december 2015 tillfördes betydande volymer L2E-vatten för att hålla flödet konstant.

Flödet under 2016 varierade över säsongen, se figur 11, inflödet består till största del av deponivatten och varierar med ett medelflöde på ca 3 m³/h. Inget vatten tillfördes som regel från L2E förutom i uppstarten för att fylla anläggningen snabbare. Flödet från IFA1&2-deponin var dessutom lägre under 2016 vilket gav en längre uppehållstid i KBR:en.

Utfödet från KBR:en utgör en del av inflödet till våtmarken. Resterande vattenströmmar till våtmarken kommer från den luftade dammen L1 och ibland även direkt från L2E. Figur 12 visar delströmmarnas fördelning. L1 består av processvatten från anläggningens lagringsytor och är förhållandevis rent med avseende på näringsämnen.



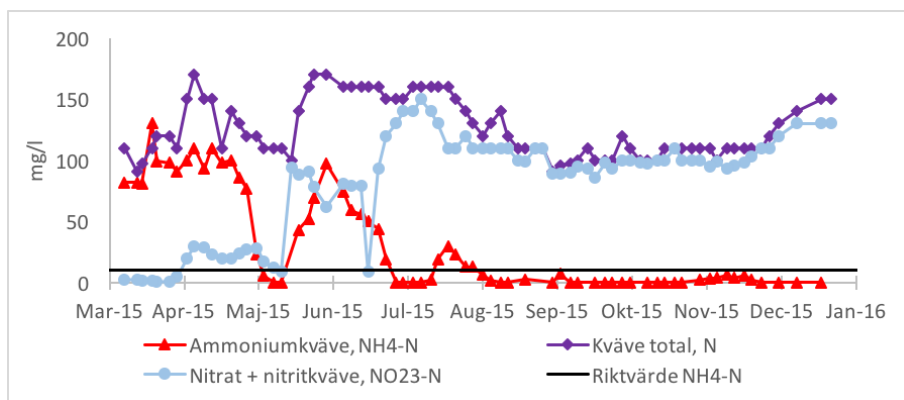
Figur 12: Inflödet till våtmarken från de olika behandlingsdammarna.

Under 2015 när KBR:en kördes med konstant flöde bidrog den med störst andel till våtmarken. Mellan 7 maj och 8 juni 2015 pumpades det direkt till våtmarken från L2E. Detta registreras i figuren under maj då exakta flöden vid månadsskiftet ej angavs. Andelen vatten från KBR:en minskade i november 2015 och sedan dess har vatten från L1 varit dominerande i våtmarken.

5.4 RESULTAT FRÅN DRIFT 2015

5.4.1 Nitrifikation

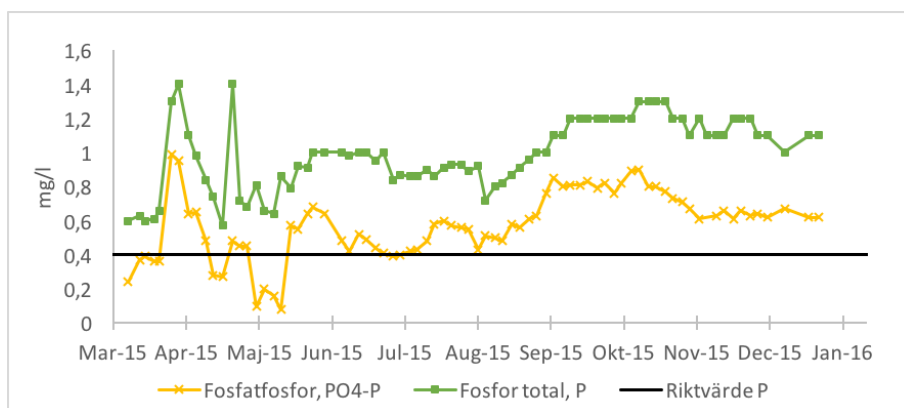
Analysresultaten för kvävet fördelning i L2A under 2015 redovisas i figur 13. År 2015 tillsattes fosforsyra i slutet av april och maj, dessa visar sig som två toppar i analysresultaten i figur 14. I slutet av maj/början av juni minskade ammoniumkväve men utan att en motsvarande ökning noteras av nitrathalten. Detta visade sig bero på fel vid analyserna hos Alcontrol. Ammoniumhalterna som redovisas för perioden i figur 13 är därför felaktiga.



Figur 13: Halter av de olika fraktioner av kväve i L2A under driftsäsongen 2015. Markörerna anger resultat från provtagning.

Den ökade totalkvävehalten i juni överensstämmer med driftstart samt att ingående halter från L11 ökade (figur 7). Efter det kom nitrifikationen igång och anläggningen kunde uppvisa full nitrifikation i slutet av juli (figur 13) tills dess att driftsäsongen avslutades. Under september och december är totalkvävehalten lägre vilket kan ses som en effekt av att en betydande del av inkommande vatten kom från L2E (figur 11) som har lägre halter näringsämnen än L11 (figur 8).

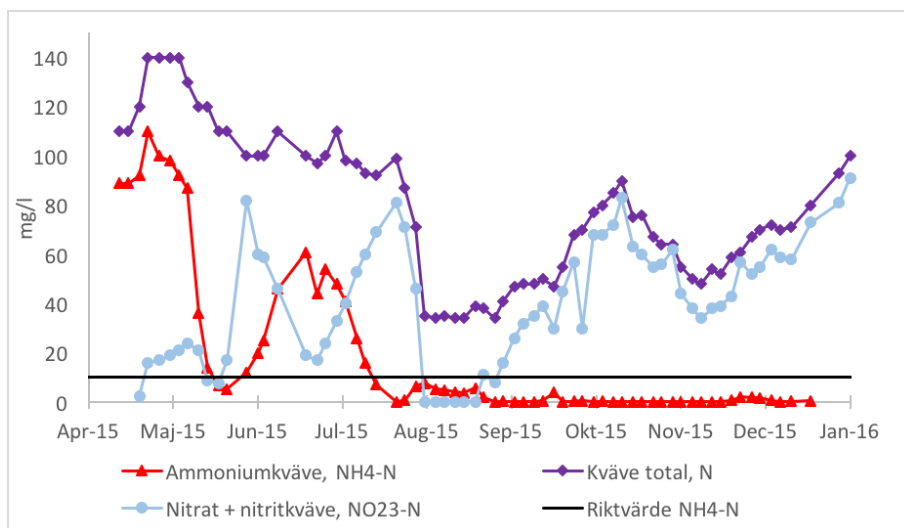
Fosfor tillsattes kontinuerligt från juni och i figur 14 ses att halten fosfatfosfor ökade till ca 0,5 mg/l i juni för att ligga konstant tills det att flödet och doseringen fosforsyra ökade i september. Innan den kontinuerliga tillförseln av fosfor påbörjades och nitrifikationen var igång var fosfathalten i L2A låg.



Figur 14: Total- och fosfatforhalten i L2A under 2015-års driftsäsong. Markörerna anger resultat från provtagning.

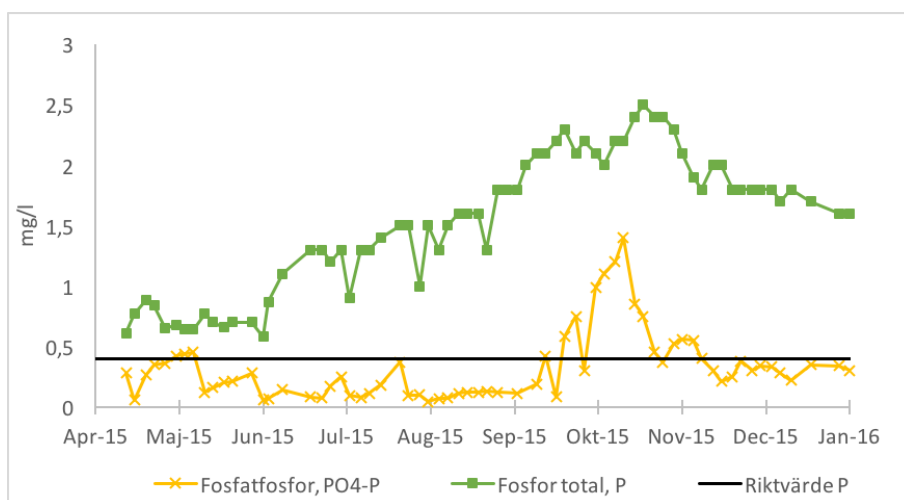
5.4.2 Denitrifikation

Analysresultaten från L2B redovisas i figur 15. En fullständig denitrifikation kan avläsas från mitten av augusti till början av september. Strax efter att anläggningen börjat köras med maximalt flöde (när denitrifikationen var fullständig) i september börjar nitrathalterna att öka succesivt.



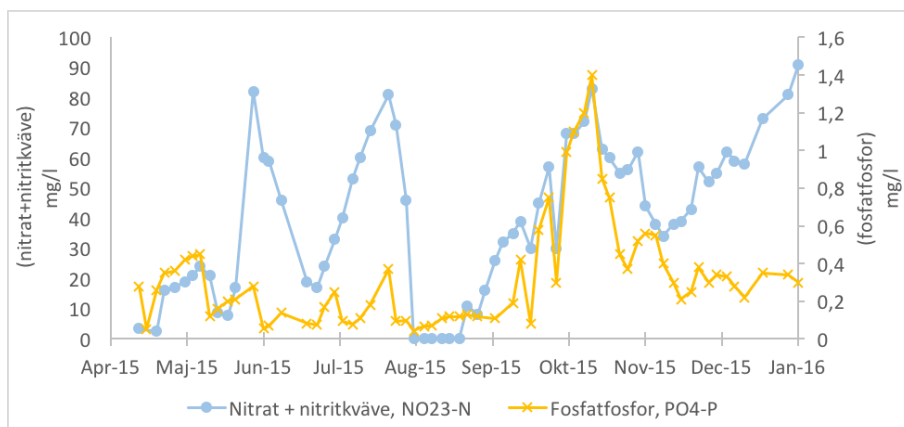
Figur 15: Kvävehalterna i L2B från driftsäsongen 2015.

Figur 16 visar att så gott som allt fosfatfosfor konsumeras i L2B fram till oktober. Detta tyder på att tillgången på fosfat är begränsade för tillväxten fram till andra halvan av september. Att fosfat konsumerades kan även ses på att totalfosforhalten som konstant ökade fram till slutet av oktober. För att inte riskera att överskrida riktvärdena valdes att inte höja dosen fosforsyra trots att denna ansågs begränsa tillväxten.



Figur 16: Fosforhalterna i L2B.

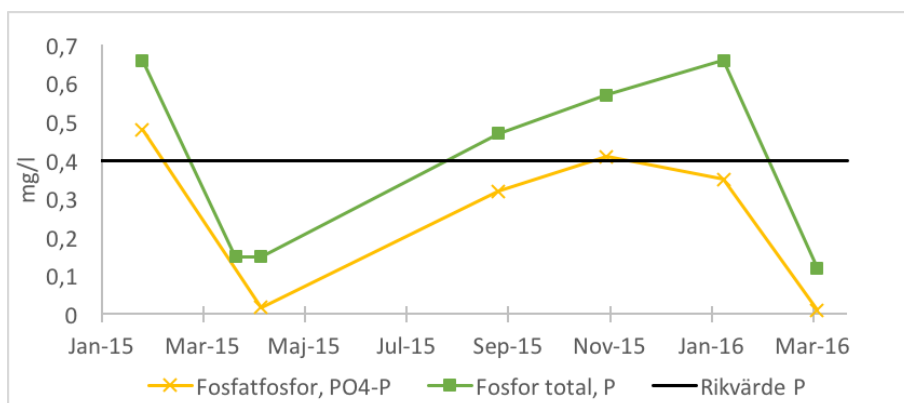
Från slutet av september ökade halten fosfat samtidigt som halten nitrat ökade, se figur 17. Det visade sig vara en följd av att doserpumpen, som förser L2B med kolkällan Brenntap-lus VP1, ej fungerade. Felet lokaliserades och korrigerades i slutet av oktober. Då detta skedde under kalla förhållanden (figur 5) tog sig inte denitrifikationsprocessen igen under driftsäsongen.



Figur 17: Nitrat och nitrithalten samt fosfathalten i L2B.

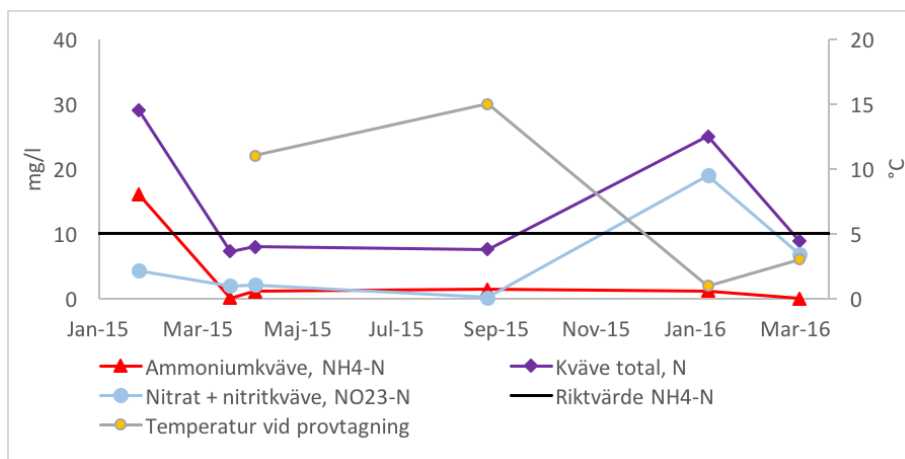
5.4.3 Våtmark

Provtagningarna för våtmarken är tagna vid våtmarkens utlopp och representerar därför utgående koncentrationen. Figur 18 nedan presenterar analysresultaten för fosforhalten i våtmarken under 2015-års driftsäsong. I figur 18 ses att fosforhalten i våtmarken ökar under tiden KBR:en är i drift. I april, före KBR:ens driftstart, låg totalfosforhalten på 0,15 mg/l men ökar succesivt upp till 0,66 mg/l vid KBR:ens säsongsavslut. Efter att driftsäsongen avslutats och fosforsyra slutat tillsättas minskar fosforhalterna i våtmarken ner till 0,12 mg/l till slutet av mars.



Figur 18: Fosforhalterna i våtmarken.

Kvävehalterna i våtmarken är låga i förhållande till vatten från KBR:en. Figur 19 visar analysresultaten för kvävehalterna i våtmarken. Under sommarperioden när temperaturen är över 10 °C renar våtmarken effektivt och denitrifikationen avlägsnar kväve från systemet. När temperaturen går ner begränsas reningen vilket kan avläsas i första och nästsista provpunkten. Temperaturdata för provpunkten i februari saknas men temperaturen antas vara låg under februari månad (se lufttemperatur i figur 5). I sista provpunkten i figur 19 minskar både totalkväve och nitrathalten, detta antas bero på inkommande vatten har en annan karaktär. Nästan allt kväve är i form av nitrat vilket tyder på låg biologisk aktivitet.

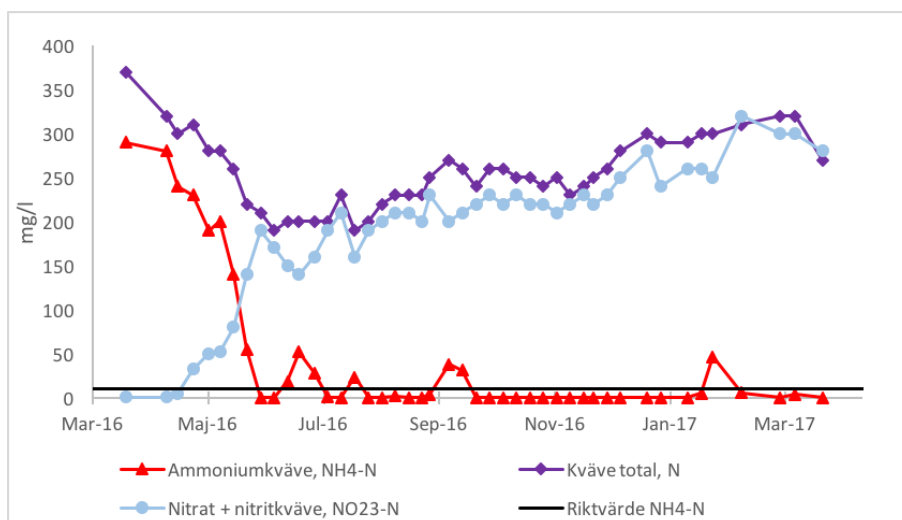


Figur 19: Kvävehalterna i våtmarken samt temperatur vid provtagning.

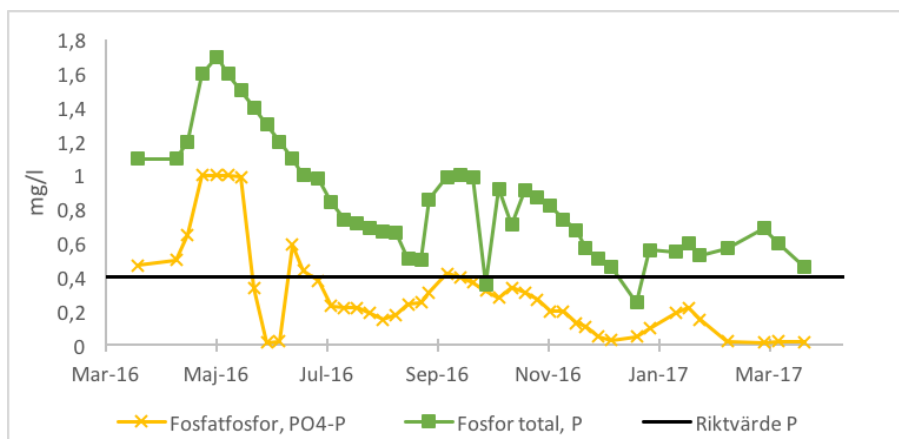
5.5 RESULTAT FRÅN DRIFT 2016

5.5.1 Nitrifikation

Analysresultaten från provtagningar i L2A presenteras nedan i figur 20 och i figur 21. Från figur 20 ses att ammoniumhalten i L2A sjönk drastiskt samtidigt som nitrat- och nitrithalten ökade efter att fosforsyra tillsattes i maj. Detta ses som ett tecken på att nitrifikationen kommit igång. Sedan 16 juni 2016 var nitrifikationen fullständig med undantag för tre tillfällen, i juli, september och februari 2017.

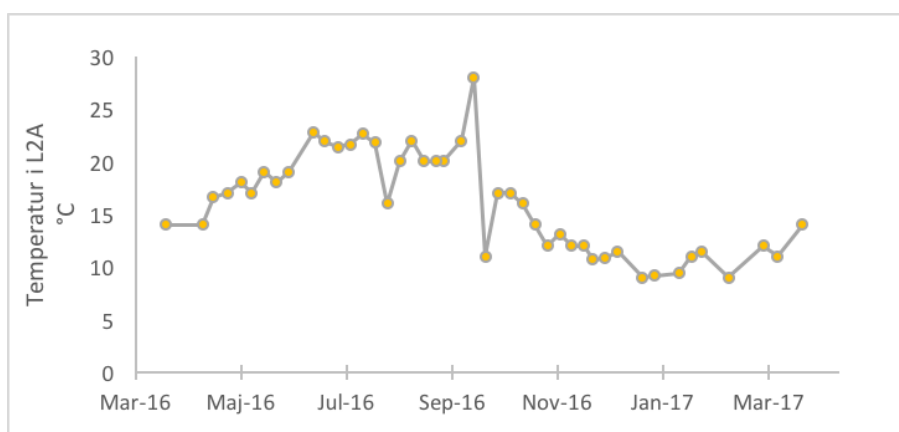


Figur 20: Kvävehalterna i L2A under driftsäsongen 2016.



Figur 21: Fosforhalterna i L2A under driftsäsongen 2016.

Till en början minskar även totalkvävehalten, detta beror antagligen på att ingående halter från L11 sjönk då. Tyvärr saknas provtagningar från L11 under den aktuella perioden för att bekräfta hypotesen. I början av juni ses att ammoniumhalten fortsätter att minska men att halten totalkväve har stabiliserats. Figur 22 visar temperaturen i L2A, under sommarhalvåret höll sig temperaturen över 15 °C. Under vintern sjönk temperaturen till 9 grader vid enstaka tillfällen men detta påverkade inte nitrifikationen enligt figur 20.

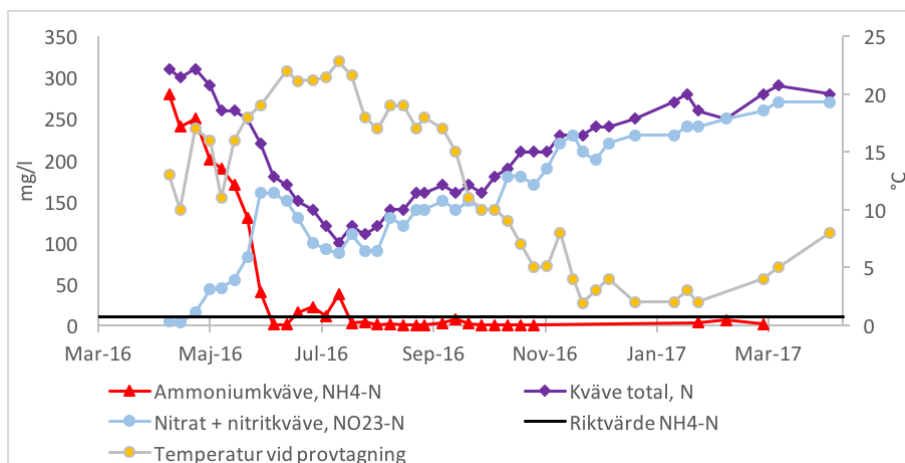


Figur 22: Vattentemperaturen i L2A.

Fosforhalten i figur 21 visar en tydlig topp vid tillsättandet av fosforsyra i maj. Fosfathalten reducerades under juni för att sedan stiga igen. Fosfathalten reduceras inte fullt, trots fullständig nitrifikation vilket tyder på att det finns tillräckligt med biotillgängligt fosfor i inkommande vatten för de nitrifierande bakterierna förutom i slutet av 2016. Trots att fosfathalten efter december ligger nära noll är nitrifikationen fortsatt fullständig.

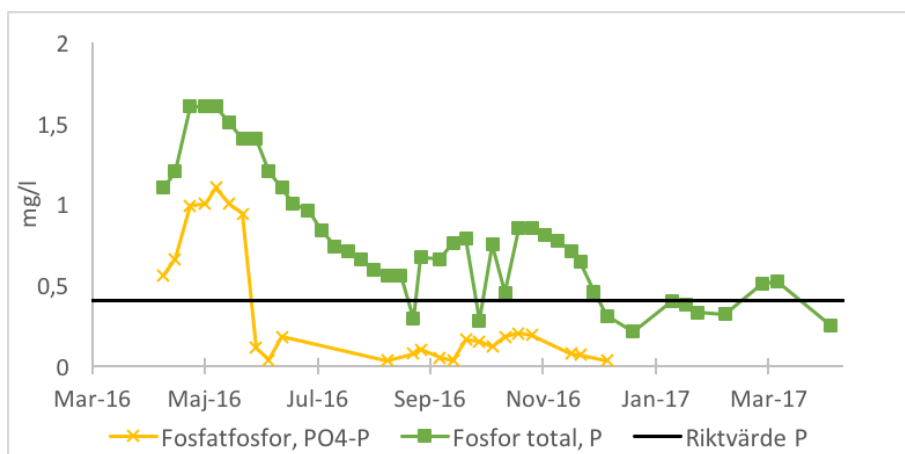
5.5.2 Denitrifikation

Figur 23 presenterar analysresultaten för kvävehalterna i L2B under 2016-års driftsäsong. I figur 23 ses att nitrathalten ökar när nitrifikationen börjar fungera (se figur 20). Denitrifikationen är aldrig fullständig under perioden utan det finns alltid en andel nitrat kvar i vattnet.



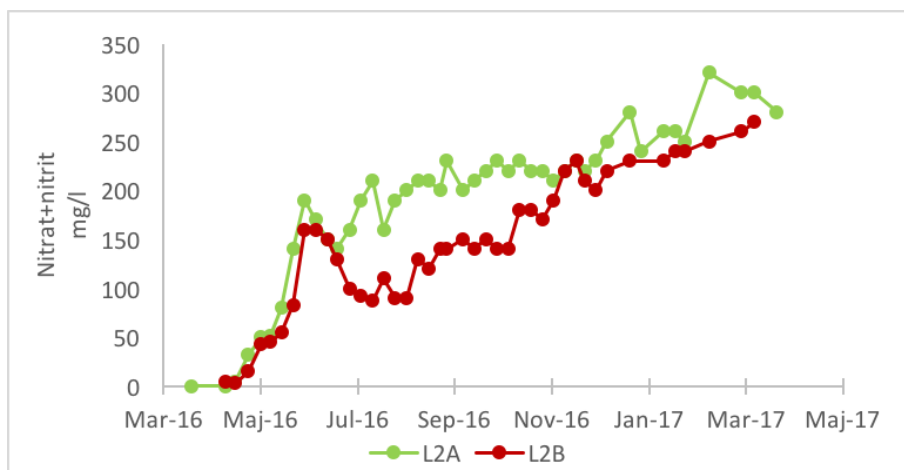
Figur 23: Kvävehalterna samt vattentemperaturen vid provtagning för L2B.

Figur 24 visar fosforhalterna från analysresultaten för L2B. Fosfathalten i L2B sjunker efter juni och ligger sedan konstant nära noll vilket tyder på att fosfat binds upp av något i dammen. Fosfattillgången kan vara begränsande för denitrifierarnas tillväxt. Analysresultaten för fosfathalten sedan 2017 visar endast < 0,4 mg/l och är därför bortplockade från grafen då de antas vara avsevärt lägre än 0,4 mg/l.



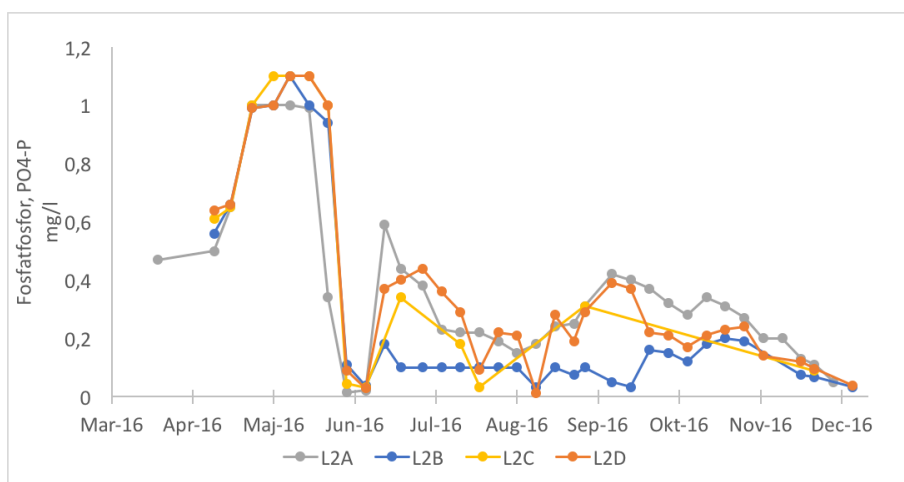
Figur 24: Fosforhalterna i L2B.

Figur 25 jämför halten nitrat+nitrit i nitrifikationsdammen L2A med denitrifikationsdammen L2B. Fram till 6 juli och efter 1 december är nitrat+nitrithalten ungefär samma för de två dammarna. Däremellan sker en viss reduktion av nitrat+nitrit i denitrifikationsdammen, denna är dock förhållandevis liten.



Figur 25: Nitrat+nitrithalten i L2A och L2B.

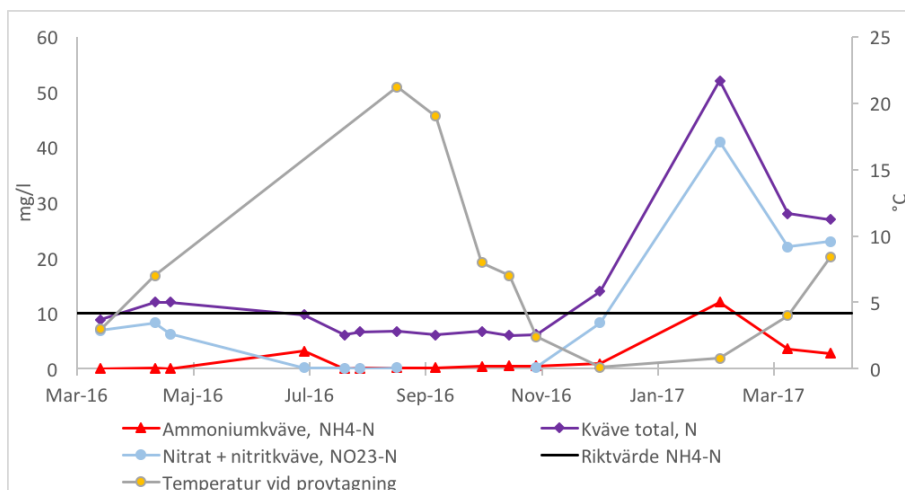
Halten biotillgängligt fosfor (fosfatfosfor) skiljer sig åt i de olika dammarna, se figur 26. Den initierande toppen kan betraktas som följden från tillsatsen av fosforsyra. Halten fosfatfosfor i L2A, L2C och L2D allmänt högre än i L2B, bortsett från toppen i maj/juni. Andelen fosfat ökar under efterluftningen i L2C. Anledningen till det antas vara att fosfor frigörs i syrerika miljöer. Antalet provtagningar är lägre i L2C, därför har efterföljande sedimenteringsdamm L2D använts vid jämförelser. Halten tillgängligt fosfor i L2B ökar i oktober samtidigt som skillnaden med L2D minskar vilket tyder på att fosfatfosfor inte konsumeras i samma grad vilket kan vara en konsekvens av en sämre denitrifikationen.



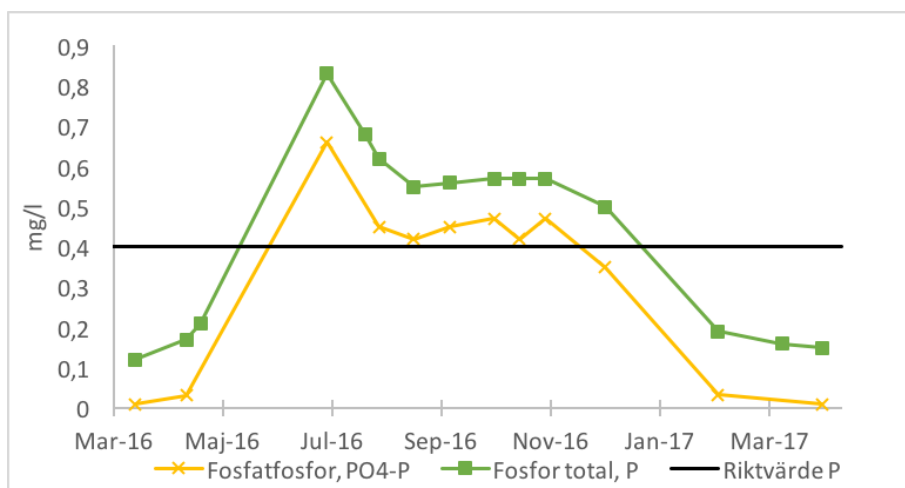
Figur 26: Fosfathalten i L2A, L2B, L2C och L2D.

5.5.3 Våtmark

Figur 27 och 28 presenterar analysresultaten för kvävehalterna samt fosforhalterna för våtmarkens utlopp under 2016. Halten totalkväve i våtmarken under perioden juli–november 2016 varierar kring 6,8 mg/l. Under sommarmånaderna klarar våtmarken av att reducera nitratet effektivt men liksom för 2015 (figur 19) avläses en ökning av kvävehalter under vintern när temperaturen går emot 0 °C.



Figur 27: Kvävehalterna i våtmarken samt vattentemperaturen vid provtagningstillfällena.

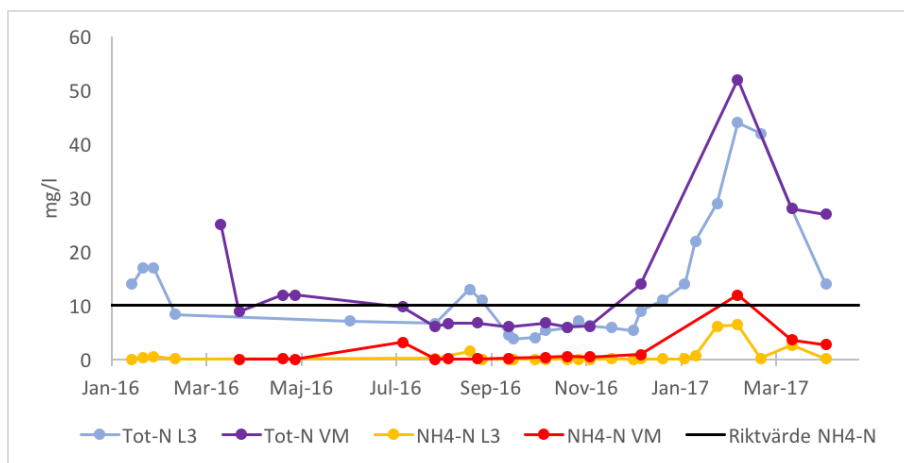


Figur 28: Fosforhalterna i våtmarken. En tydlig topp syns i början av säsongen som följd av tillsatsen av fosforsyra. Därefter sjunker halterna successivt för att efter årsskiftet 2016/2017 ligga på samma nivåer som före tillsättningen.

Fosforhalten i våtmarken ökade avsevärt efter att fosforsyra initialt tillsattes i KBR:en (se figur 28). Förhållandet mellan fosfatfosfor och totalfosfor är dock samma under hela säsongen. Halterna sjunker lite efter en månad men ligger sedan stabilt mellan augusti och december på 0,6 mg/l för totalfosfor och 0,45 mg/l för fosfat. Provtagningarna under 2017 visar att halterna sjunkit ytterligare.

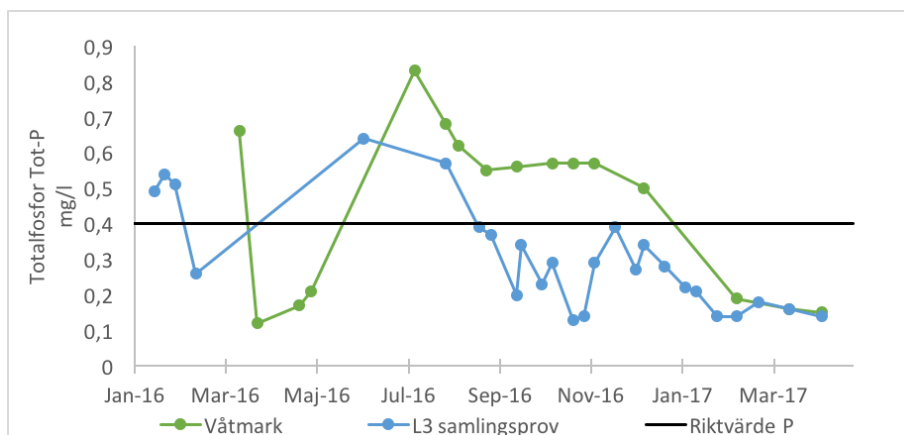
5.5.4 Översilningsytan

Figur 29 visar en jämförelse av utgående vatten från våtmarken och halterna på det vatten som släpps till recipient (L3). Från figur 29 ses att det sker en liten reduktion av kväve i översilningsytan. Analysresultaten som används för L3 är tagna från samlingsprovet och därmed representativa för föregående period medan våtmarksproverna är stickprover.



Figur 29: Kvävehalterna i våtmarken och i utsläppspunkten. Översilningsytans reningsförmåga uppskattas som skillnaden mellan utsläppspunkten L3 och våtmarkens utlopp.

Figur 30 visar en jämförelse av totalfosforhalten mellan våtmarkens utlopp/översilningsytans ingående vatten och halterna som släppts till recipient. Det sker en tydlig reduktion av totalfosfor över översilningsytan. I utgående vatten från L3 ligger fosforhalterna under riktvärdet på 0,4 mg-P/l för samtliga prover efter 18 augusti 2016. Detta trots att utgående vatten från våtmarken innehöll strax under 0,6 mg-P/l. Sedan halterna i våtmarken sjönk i början av 2017 har reduktionen varit låg.

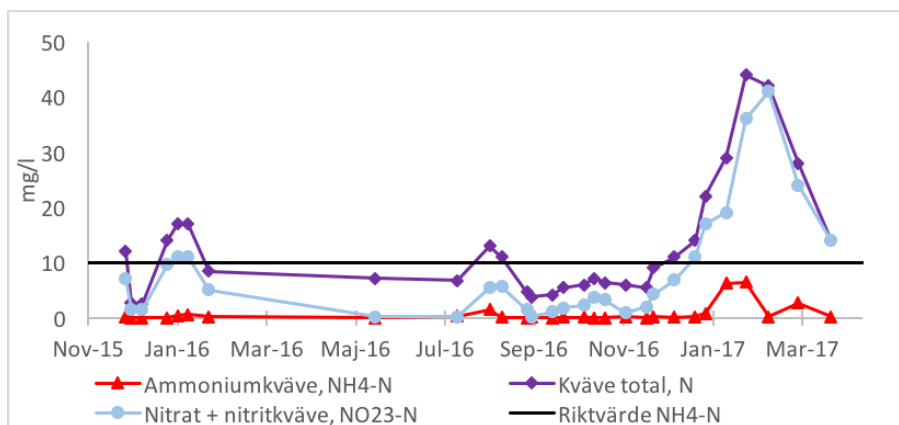


Figur 30: Reduktionen av totalfosfor för översilningsytan. Översilningsytan bidrar med en betydande del av fastläggning av totalfosfor.

Observera att proverna för början av 2016 inte är tagna vid samma intervall vilket gör figur 30 missvisande. Det saknas samlingsprover för L3 mellan februari och juni 2016, varför halterna ser ut att vara högre för L3 än våtmarken. Om provtagningar gjorts under perioden skulle resultaten antagligen vara lägre än halterna i våtmarken.

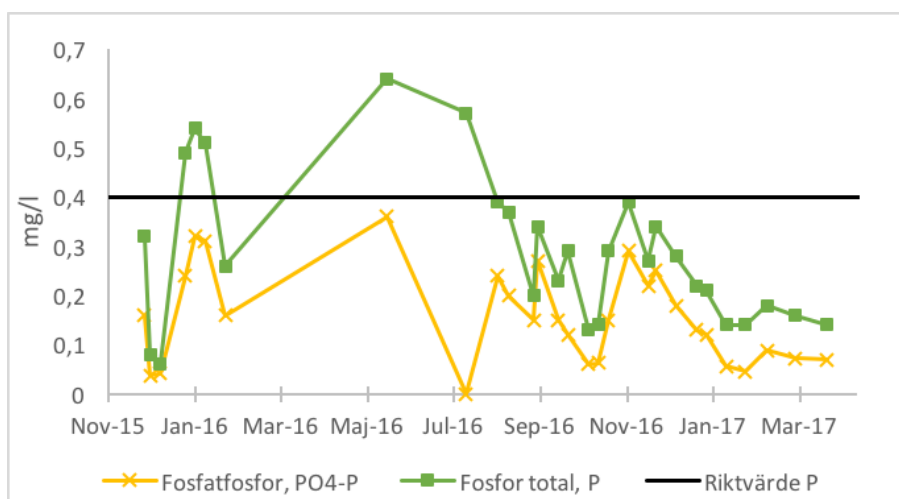
5.5.5 Utgående vatten

Figur 31 visar kvävehalterna på utgående vatten från L3 från december 2014 till april 2017. Samtliga ammoniumhalter ligger under riktvärdet och utgör därför inget hot mot tillståndet. Däremot är nitrathalterna ibland höga, framförallt under början av 2017.



Figur 31: Kvävehalter i utgående vatten. Riktvärdet för ammonium överskrids aldrig men under 2017 är nitrathalterna något förhöjda.

I figur 32 nedan redovisas utsläppta fosforhalter för samma period. Riktvärdet avser totalfosfor och överskrids under sommaren 2016. Sedan augusti 2016 är halterna godkända men de ligger ofta nära riktvärdet. En större marginal till riktvärdet är önskvärt.



Figur 32: Fosforhalterna i utgående vatten. Dagens riktvärde överskrids i början av 2016 men sedan det nuvarande tillståndet började gälla 1 juli 2016 har halterna varit godkända.

5.6 RECIPIENTFLÖDE

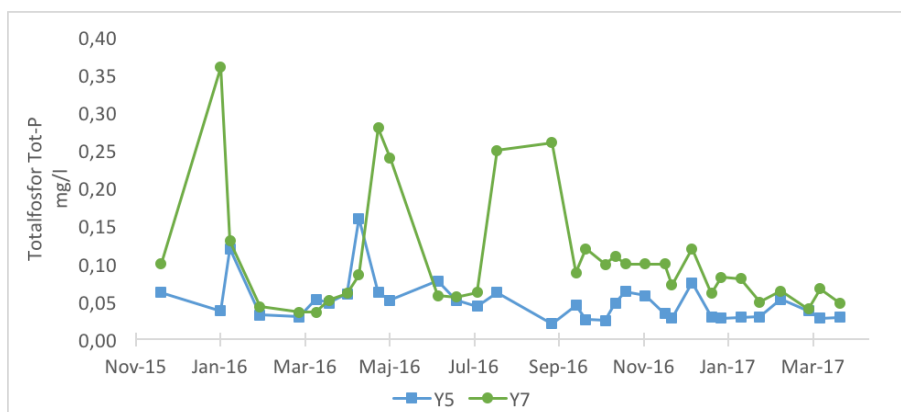
Tabell 7 visar det genomsnittliga timflödet i provpunkt Y5 från 2013 till 2016 för de olika kvartalen samt medeltimflödet beräknat med data från Grundfos. Med ett normalår avses medelflödet i jordbruksdiket.

Tabell 7: Timflödet i jordbruksdiket i provpunkt Y5 uppströms avfallsanläggningens utsläppspunkt för de olika kvartalen samt årsmedelflödet.

Flöde Y5 [m ³ /h]	2013	2014	2015	2016	Medel
Q1	1181	128	185	91	396
Q2	91	40	139	26	75
Q3	4	6	23	9	11
Q4	42	98	63	86	73
Årsmedel	325	67	102	53	137

Ett normalår passerar cirka 1200000 m³ vatten jordbruksdiket per år. En stor andel av detta passerar under årets första kvartal på grund av vårfloden.

Provpunkten Y5 ligger före avfallsanläggningens utsläppspunkt L3 och är därför opåverkad av anläggningens verksamhet och utsläpp. Y5 refereras därför till som bakgrundshalt. Figur 33 visar analysresultaten av fosfor från Y5 och Y7 som är belägna precis före respektive efter utsläppspunkten.



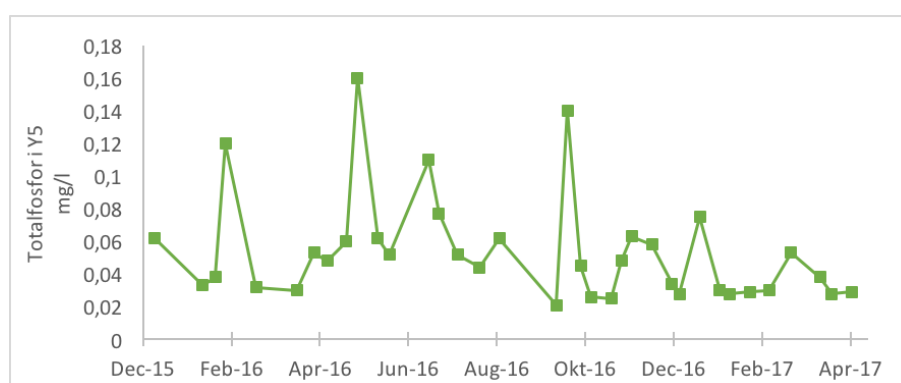
Figur 33: Koncentrationen totalfosfor före utsläppspunkten (Y5) och efter utsläppspunkten (Y7).

I figur 33 ses att fosforhalterna efter L3 är högre än bakgrundshalten. Tabell 8 visar medelkoncentrationen i de två provpunkterna från december 2015 till april 2017. I tabell 8 framgår att ammoniumhalten är förhöjd i Y5 i förhållande till det antagna riktvärdet men att koncentrationen är lägre efter avfallsanläggningens utsläpp. Detta förklaras med att omkringliggande tillrinningsområde till stor del består av jordbruk och skogsmark (SMHI vattenwebb) som har höga utsläpp av kväve och att utsläppen från avfallsanläggningen då får en utspädande roll. För fosfor är det däremot det motsatta, halten totalfosfor har ökat med 120 % efter utsläppen. Halterna i Y7 överstiger det internt beräknade riktvärdet och det är därför viktigt att arbeta för att begränsa fosforutsläppen från anläggningen.

Tabell 8: Medelkoncentrationen ammoniumkväve och totalfosfor i Y5 och Y7.

	Y5	Y7	Skillnad	Beräknat riktvärde
NH ₄ -N [mg/l]	1,58	1,25	-21 %	1,2
Tot-P [mg/l]	0,05	0,11	120 %	0,075

Halterna i Y7 beror både på flödet i Y5 och L3 samt från koncentrationerna i Y5 och L3. Från figur 34 framgår att bakgrundshalten fosfor i jordbruksdiket varierar mellan 0,021 mg/l och 0,16 mg/l. På grund av detta tillsammans med variationer i flödet är det svårt att avgöra hur mycket fosforrikt vatten som kan släppas från anläggningen utan att det påverkar jordbruksdiket.

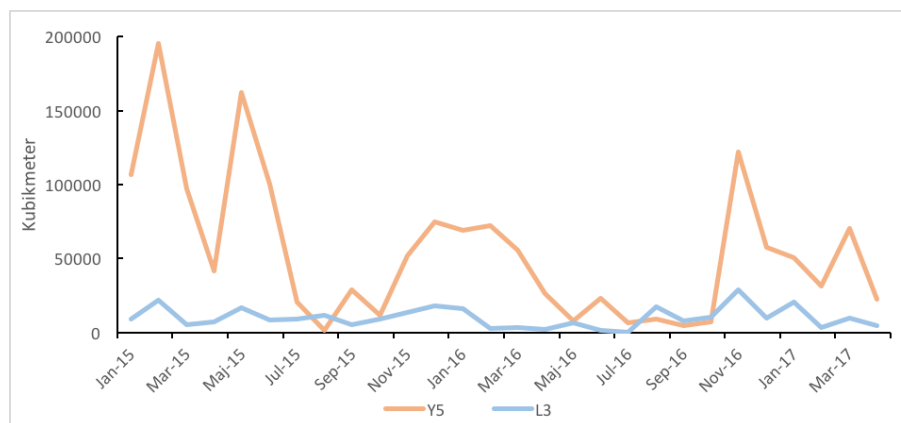
**Figur 34:** Fosforhaltens variation i provpunkt Y5 uppströms anläggningens utsläppspunkt.

Tabell 9 visar totalfosforhalten i Y7 samt flödena från Y5 och L3, det antagna riktvärdet för jordbruksdiket med avseende på fosfor är 75 µg/l. När flödet i L3 är större än flödet i Y5 överskrids alltid det antagna riktvärdet, det överskrids även ibland då flödet är lägre.

Tabell 9: Koncentrationen totalfosfor i Y7 och flödet i Y5 och L3 samt förhållandet mellan dessa. Det beräknade riktvärdet för Y7 är 75 µg/l.

	Aug-16	Sep-16	Okt-16	Nov-16	Dec-16	Jan-17	Feb-17	Mar-17	Apr-17
Tot-P Y7 [µg/l]	250	174	110	100	97	74	57	54	48
Flöde Y5 [m ³]	9303	4494	7007	122202	57734	50722	31448	70201	22211
Flöde L3 [m ³]	17446	7882	10453	28756	9501	20484	3475	9869	4701
Förhållandet mellan Y5 och L3	188 %	175 %	149 %	24 %	16 %	40 %	11 %	14 %	21 %

Halterna i Y7 är dock avsevärt lägre än de som släpps från avfallsanläggningen (figur 32). En anledning till detta är, bortsett från sommarhalvåret när flödet i jordbruksdiket är mycket lågt, att flödet från L3 ofta är avsevärt lägre än flödet i Y5, se figur 35. För att koncentrationerna i L3 inte ska påverka jordbruksdiket måste flödet från L3 vara litet i förhållande till flödet i Y5.



Figur 35: Flödet från jordbruksdiket (Y5) och utsläppspunkten L3.

Jordbruksdiket mynnar ut i Jälnan och medelvärdet för 2014–2015 för de modellerade halterna i Jälnan (SMHI, 2017) har beräknats och jämförts med SÖRABs beräknade riktvärden. I SMHIs vattenwebb finns endast total koncentration oorganiskt kväve registrerat men då halten nitrat och nitrit i inloppet är väldigt låg likställs det antagna riktvärdet för ammonium med totalkoncentrationen av oorganiskt kväve. I Tabell 10 nedan ses att trots utsläppen från Löt avfallsanläggning ligger halterna i Jälnan under de beräknade riktvärdena.

Tabell 10: Medelvärdet för Jälans utlopp från 2014–2015 samt det beräknade riktvärdet.

	Jälans utlopp	Beräknat riktvärde för Jälnan
Totalfosfor [$\mu\text{g/l}$]	36	45
Oorganiskt kväve [$\mu\text{g/l}$]	626	827

5.7 MODELLERADE LAKVATTENFLÖDEN

5.7.1 Flödesmodell

Avrinningskoefficienten för deponiytor under ett normalår finns presenterade i tabell 11. Dessa är beräknade på kvartalsmedelavrinningen från IFA1&2-deponin kvartal 2 år 2015 till kvartal 1 år 2017.

Tabell 11: Avrinningskoefficienter för deponier för de olika kvartalen baserat på medelavrinningen från IFA1&2-deponin.

	Medelavrinning från IFA1&2-deponi [m^3]	Avrinningskoefficient deponiytor säsongsmedel
Q1	11629	0,68
Q2	4820	0,20
Q3	13920	0,45
Q4	7717	0,32
Årsavrinning	38085	0,39

Medelavrinningen är störst i kvartal 3, trots detta är inte avrinningskoefficienten störst, det antas bero på att avrinningskoefficienten i kvartal 1 är något förhöjd på grund av snösmältning samt att avdunstningen är som störst under kvartal 3.

Den modellerade avrinningskoefficienten för avfallsanläggningen är 0,436 och den uppmätta med medelavrinning och medelflöde är 0,422. Den modellerade medelavrinningen från avfallsanläggningen redovisas i tabell 12 för de olika kvartalen samt årsflödet. Modellerad årsavrinning från anläggningen är 7,4 % större än uppmätta årsmedelflöde, se tabell 12. Detta beror sannolikt på att mer vatten släpps från anläggningen sedan KBR:en byggdes år 2014. Om uppmätta medelavrinningen beräknas på år 2015–2016 blir den 120700 m³/år och skillnaden blir då –3,8 %.

Tabell 12: Avrinningskoefficienter för deponier för de olika kvartalen baserat på medelavrinningen från IFA1&2-deponin.

	Modellerat flöde [m ³ /kvartal]	Modellerat medelflöde [m ³ /h]	Uppmätt flöde [m ³ /kvartal]	Uppmätt medelflöde [m ³ /h]	Skillnad
Q1	28000	13,1	29000	13,5	–3 %
Q2	20000	9,7	24000	11,0	–11 %
Q3	38000	17,9	27000	12,7	40 %
Q4	28000	13,1	33000	15,4	–15 %
Årsavrinning	115000	13,3	108000	12,3	7 %

Fördelningen mellan kvartalen skiljer sig åt för de modellerade och uppmätta flödena (tabell 12). En anledning till detta är att vatten magasineras i dammar då utsläpp ej kan ske på grund av begränsningar i recipientens flöde. Under sommarperioden när inflödet till anläggningen är stort är flödet i jordbruksdikedet lågt på grund av hög lufttemperatur och avdunstning. Renat lakvatten måste därför under nämnd period magasineras.

De volymerna som bildas från lagringsytorna och behöver renas har modellerats med flödesmodellen och finns presenterade i tabell 13. Det som redovisas är volymerna som tillförs till den första dammen lak- och processvattnet leds till. Från IFA1&2-deponin bildas 38622 m³ under ett normalår.

Tabell 13: Volymen lak- och processvatten som bildas för från lagringsytor och deponier till respektive damm.

		L17	L1	L4	KBR (utan vatten från L2E)
Dammvolym	[m ³]	1000	8000	22000	8000
Q1	[m ³]	3272	3236	6916	11892
Q2	[m ³]	4715	4150	3426	4730
Q3	[m ³]	5910	5399	8172	13988
Q4	[m ³]	4660	4521	5918	8012
År	[m ³]	18557	17306	24432	38622

Tabell 14 visar medelflödet för de olika dammarna. Medelflödet från utsläppspunkten be-

räknas vara 13,1 m³/h och för KBR:en 4,4 m³/h utan tillförsel av L2E-vatten och 7,4 m³/h med L2E-vatten. Flödet i jordbruksdiket Y5 är i medeltal ca 10 gånger större än den totala avrinningen från reningsanläggningen, däremot är avrinningen i kvartal 3 från reningsanläggningen större än flödet i diket.

Tabell 14: Medelflödet till respektive damm, utsläppspunkten L3 samt recipienten Y5. På grund av fördröjningseffekter är flödet i senare steg osäkra.

Volym		L17	L1	L4	L2E	KBR (utan L2E)	KBR (med L2E)	Våtmark	L3	Y5
Q1	[m ³]	1,5	3,0	3,2	3,5	5,5	9,0	12,5	13,2	396,1
Q2	[m ³]	2,2	4,1	1,6	1,5	2,2	3,7	8,4	9,4	74,8
Q3	[m ³]	2,7	5,2	3,8	3,9	6,5	10,3	16,4	17,7	10,7
Q4	[m ³]	2,2	4,3	2,7	3,1	3,7	6,8	11,7	12,7	73,0
Medel	[m ³]	2,1	4,1	2,8	3,0	4,4	7,4	12,1	13,1	136,7

I L3 kommer det alltid att finnas ett bakgrundsflöde oberoende av huruvida vatten från lakvattenreningsanläggningen släpps ut. Detta på grund av att vattnet från översilningsytan leds med självfall till L3, den nederbörd som faller över översilningsytan kommer därför att utgöra ett bakgrundsflöde. Under ett normalår rinner ca 8600 m³ vatten över översilningsytan från nederbörd, detta bidrar till ett genomsnittligt flöde på 1,0 m³/h. Tabell 15 visar den modellerade avrinningen från översilningsytan för de olika kvartalen.

Tabell 15: Den modellerade avrinningen från översilningsytan.

	Volym som passerar översilningsytan [m ³]	Flöde [m ³ /h]
Q1	1515	0,7
Q2	2184	1,0
Q3	2737	1,3
Q4	2158	1,0
Medel	8595	1,0

5.7.2 Marginaler för vattenlagring

Volymen vatten som bildas i respektive damm vid ett 20-årsregn med olika varaktigheter har modelleras och redovisas i tabell 16. Vattnet från IFA1&2-deponin hamnar i KBR:en men då KBR:en även kan tillföras vatten från L2E benämns det flödet som IFA1&2 i tabell 16 och 17.

Tabell 16: Vattenvolymer som bildas vid ett 20-årsregn med olika varaktigheter.

		Volym	6 h	12 h	24 h
L4	[m ³]	22000	2915	3543	4401
L1	[m ³]	8000	1763	2143	2904
L2E	[m ³]	19000	444	539	670
IFA1&2	[m ³]	8000	4138	5030	6247
L17	[m ³]	1000	1972	2398	2978
Våtmark	[m ³]	30000	1153	1401	1740
Totalt	[m ³]	88000	12384	15055	18940
Del av totalvolymen			14 %	17 %	22 %

För ett 20-årsregn med varaktighet på 24 timmar kommer vattnet som bildas att ta upp 22 % av anläggningens volymkapacitet. Tabell 17 visar hur stor procentuell andel av vattnet som hamnar i respektive damm i förhållande till dammens storlek och även vattnet procentuellt fördelas i de olika dammarna.

Tabell 17: Fördelning av vattnet som bildas vid ett 20-årsregn med 24 timmars varaktighet.

		Dammvolym [m ³]	Vattenvolym [m ³]	Skillnad mot dammvolym	Procentuell andel av totalvolymen
L4	[m ³]	22000	4401	20 %	23 %
L1	[m ³]	8000	2904	36 %	15 %
L2E	[m ³]	19000	670	4 %	4 %
IFA1&2	[m ³]	8000	6247	78 %	33 %
L17	[m ³]	1000	2978	298 %	16 %
Våtmark	[m ³]	30000	1740	6 %	9 %
Totalt	[m ³]	88000	18940	22 %	100 %

Damm L17 fylls med 300 % av 20-årsregnet med 24 timmars varaktighet på grund av sin storlek. Av den totala vattenvolymer som bildas kommer störst andel, 33 %, av vattnet från IFA1&2-deponin. Trots intensivt regnfall kommer det fortfarande vara en viss tidsförskjutning från det att nederbörden faller över IFA1&2-deponin tills att det avrinner, detta på grund av deponins storlek. Om detta delflöde bortses fyller ett sådant scenario 15 % av anläggningens kapacitet.

För att undvika bräddning av systemet behövs minst 20 % av den totala kapaciteten hållas vakant. Detta innebär att volymerna i dammarna får en maxgräns. KBR:en och L17 undantas från begränsningen då lakvatten från IFA1&2-deponin kan dämmas i deponin och L17 är så pass liten och vattnet därifrån leds till L1. Tabell 18 sätter en maxgräns för dammarnas volym.

Tabell 18: Maxvolym för respektive damm.

		Dammvolym	Maxvolym
L4	[m ³]	22000	17000
L1	[m ³]	8000	6000
L2E	[m ³]	19000	15000
IFA1&2	[m ³]	8000	8000
L17	[m ³]	1000	1000
Våtmark	[m ³]	30000	24000

5.7.3 Modifiering av flödesmodell

Eftersom KBR:en kommer vara avstängd under 4–5 månader måste det lakvatten som bildas under perioden att lagras i IFA1&2-deponin och i L2E. Detta medför ett högre flöde genom lakvattenreningsanläggningen under de månader som KBR:en är i drift.

De nya flödena inom lakvattenreningsanläggningen beräknas med med hänsyn till KBR:ens driftstopp. Tabell 19 visar fördelningen av vattenvolymer som kommer till våtmarken vilken kan ses som sista anhalt före utsläppspunkten. Inget lakvatten tillförs våtmarken från KBR:en under kvartal 1 och under kvartal 4 beräknas KBR:en endast att tömmas, det vill säga bidra med 8000 m³ till våtmarken. Det tillkommer dock alltid vatten från L1 samt från nederbörd över våtmarken och översilningsytan. Värdena är avrundade till närmaste 1000 m³.

Tabell 19: Flödet till våtmarken från KBR:en och L1 med avseende på KBR:ens driftstopp i kvartal 1 och 4.

		Våtmark från KBR:en	Våtmark från L1
Q1	[m ³]	0	7000
Q2	[m ³]	34000	9000
Q3	[m ³]	22000	11000
Q4	[m ³]	8000	9000

De nya utsläppsflödena redovisas i tabell 20 tillsammans med medelflödet för jordbruksdiket, Y5, och den procentuella skillnaden mellan dessa. Under kvartal 3 överskrider utsläppsflödet i L3 jordbruksdikets flöde medan det är mycket lägre under kvartal 1.

Tabell 20: Modellerade utflöden från lakvattenreningsanläggningen om KBR:en är i drift 7,5 månader per år. Endast 8000 m³ renat lakvatten antas komma från KBR:en under kvartal 1 och 4.

		L3	Y5	Skillnad
Q1	[m ³]	8000	856000	1 %
Q2	[m ³]	45000	161000	28 %
Q3	[m ³]	36000	23000	158 %
Q4	[m ³]	19000	158000	12 %

För att flödet i jordbruksdiket inte ska överskridas behöver ca 13 000 m³ renat lakvatten magasineras inom lakvattenreningsanläggningen under kvartal 3. Detta görs med fördel i våtmarken då KBR:en önskas drivas på maximal kapacitet under de varma sommarmånaderna. Genom att justera nivån i våtmarken ges ett flöde mer anpassat till jordbruksdikets. För att få plats med den extra volym som bildas och ej kan släppas ut behöver våtmarken pumpa ut mer vatten under det första halvåret för att få plats med den extra volymen.

Under kvartal 1, i samband med vårfloden, bör det därför pumpas ut ca 13000 m³ mer till recipienten än vad som tillförs från reningsanläggningen. Vattnet från kvartal 3 kan då magasineras i våtmarken, som under kvartal 3 och 4 får en ökad volym. Den ökade vattenvolymen kommer då att bestå av renat vatten då den fylls upp när reningsprocesserna fungerar optimalt. Detta kommer att vara bra då reningseffektiviteten avtar under kallare månader. Tabell 21 redovisar de nya utsläppsflödena från lakvattenreningsanläggningen.

Tabell 21: Flödet från lakvattenreningsanläggningen efter korrigering av KBR:ens driftperiod samt våtmarkens volymsförändring.

	Volym L3 [m ³]	Flöde L3 [m ³ /h]	Skillnad mot Y5
Q1	21000	9,9	3 %
Q2	45000	20,9	28 %
Q3	23000	10,7	100 %
Q4	19000	9,0	12 %

5.8 VATTENVOLYMER

Tabell 22 visar vilken vattenvolym som borde finnas i varje reningssteg i slutet av varje kvartal. Hänsyn har tagits till marginaler för att undvika bräddning. Eftersom L4 och L2E är kopplade med självfall hanteras dessa som en enhet.

Tabell 22: Modellerade vattennivåer i dammarna i slutet av varje kvartal. I kolumnen för L4+L2E står x för eventuell magasinerat vatten. Vid optimal drift bör x vara liten.

	KBR [m ³]	L4+L2E [m ³]	L1 [m ³]	Våtmark [m ³]
Dammvolym	8000	41000	8000	30000
31 mars	8000	14000 + x	6000	10000
30 juni	8000	x	6000	10000
31 september	8000	x	6000	20000
31 december	0	7000 + x	6000	20000

5.9 INGÅENDE VATTENFLÖDE TILL KBR:EN

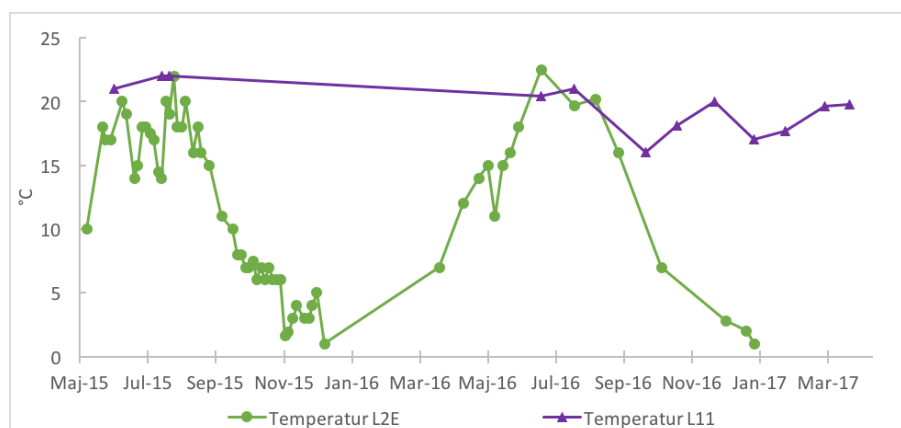
Medelflödet i KBR:en är enligt flödesmodellen 4,4 m³/h då KBR:en körs med lakvatten från IFA1&2-deponin (L11) 365 dagar per år. Driftsäsongen antas endast bli 7,5 månader (225 dagar). Den hydrauliska belastningen på KBR-anläggningen för det lakvatten som bildas från IFA1&2-deponin blir då:

$$\frac{39000}{225 \cdot 24} = 7,2 \text{ m}^3/\text{h}.$$

Om lakvatten från L2E också ska behandlas blir belastningen genom KBR:en istället:

$$\frac{39000 + 26000}{225 \cdot 24} = 12,0 \text{ m}^3/\text{h}.$$

Figur 36 visar temperaturen i L2E och L11 för 2016. Vattentemperaturen i KBR:en påverkas av delströmmarna. L11 har en medeltemperatur på ca 18,8 °C sedan 2016 och L2E varierar med lufttemperaturen.



Figur 36: Temperatur vid provtagning för L2E och L11 från maj 2015 till april 2016.

Näringshalterna i L2E är avsevärt lägre än i L11. I tabell 23 har medelvärdet av ammoniumkväve och fosfatfosfor från L11 och L2E samt det blandade alternativet beräknats från juli 2016–april 2017. Om vatten från L11 blandas med L2E med flödesfördelning enligt flödesmodellen kommer koncentrationen ammonium i L2A att minska till 262 mg/l och koncentrationen fosfat till 0,55 mg/l.

Tabell 23: Koncentrationer av ammonium och fosfat i ingående vatten till KBR:en samt flödet.

		L11	L2E	Blandat (L11+L2E)
NH ₄ -N	[mg/l]	426	16,1	262
PO ₄ -P	[mg/l]	0,9	0,1	0,55
Flöde	[m ³ /h]	7,2	4,8	12

I dagsläget används Brenntaplus VP1 som extern kolkälla i L2B. Mängden kolkälla beror av ingående nitrat+nitrithalt samt av flödet. Om flödet eller nitrat+nitrithalten ökar innebär det att mer kolkälla måste tillsättas i L2B. Om ingående vatten till KBR:en blandas kommer nitrat+nitrithalten att minska samtidigt som att flödet ökar. Tabell 24 visar det beräknade behovet och kostnaderna om ingående vatten endast kommer från L11 eller om L11 och L2E-vatten blandas. Beräkningarna är gjorda med SÖRABs matris för tillsättningskemikalier och det har antagits att allt ingående ammonium i L2A omvandlas till nitrat+nitrit. Prisskillnaden för de olika scenarierna är 15 kr/dag vilket motsvarar 3375:- under hela driftsäsongen.

Tabell 24: Beräknat behov och dagskostnaden av extern kolkälla för behandling av lakvatten från endast L11 och blandat med lakvatten från L2E.

	liter kolkälla/h	kostnad/dag
L11	4,92	679:-
Blandat	5,03	694:-

5.10 DRIFTSTRATEGI

5.10.1 Säsongsdrift av KBR:en

För att optimera driften bör driftsäsongen ske under årets varmare månader då de biologiska processerna är effektivare i varmare temperaturer. Eftersom denitrifikationssteget i KBR:en inte fungerar utan fosforsyra blir reningen av nitrat beroende av de naturliga processerna i våtmarken. Driftsäsongen bör därför avslutas när våtmarken slutar prestera tillfredsställande. Detta sker under senhösten/vintern när temperaturen sjunker, utsläppspunkten registrerar ökade kvävehalter från december samtidigt som temperaturen närmar sig nollgradigt. Den lilla denitrifikation som sker i L2B avtar enligt figur 23 i november. När lufttemperaturen är låg krävs även större resurser för att värma upp vattnet i L2A för att få en fungerande nitrifikation.

KBR:en bör därför vara avstängd under vinterhalvåret. För att undvika att höga nitrathalter släpps ut i onödan bör inget vatten från KBR:en tillföras våtmarken efter november. Inflödet till KBR:en måste stängas cirka en månad före anläggningen ska vara tom för att lakvattnet ska hinna renas tillfredsställande. Detta görs genom att stoppa inflödet och istället dämna lakvattnet i IFA1&2-deponin. Detta är fördelaktigt då deponin alstrar värme så lakvattnet upprätthåller en temperatur på ca 18 grader vilket minskar uppvärmningsbehovet när anläggningen startas igen. Bakgrundsflödet under ett normalår från IFA1&2-deponin är 3,7 m³/h under kvartal 4 enligt flödesmodellen. Om inflödet till KBR:en är avstängt i tre månader hinner det bildas ca 8000 m³ lakvatten som magasineras i deponin.

Efter att underhållsarbetet har genomförts bör KBR:en fyllas på enbart med lakvatten från IFA1&2-deponin. Detta för att lakvattnet därifrån är naturligt uppvärmt samt att lika mycket vatten som dämt under den avstängda perioden ”får plats” i KBR:en. När KBR:en fylls på är det viktigt att detta görs via bottenventiler så alla bassänger fylls samtidigt då väggarna mellan dessa ej är konstruerade för att hantera belastningen för vattenkolumnen som bildas. Detta medför att orenat lakvatten tillförs i samtliga bassänger, därför måste lakvattnet i KBR:en cirkulera över anläggningen tills dess att fullständig nitrifikation uppvisas.

Inget vatten får under perioden släppas ut från anläggningen före nitrifikationsprocessen har kommit igång. När ammoniumhalterna i dammarna går ner och nitrathalter ökar har nitrifikationen kommit igång och vatten kan börja släppas till våtmarken. När processen är igång används med fördel lakvatten från både L2E och L11 som ingående vatten till KBR:en.

5.10.2 Analysprover

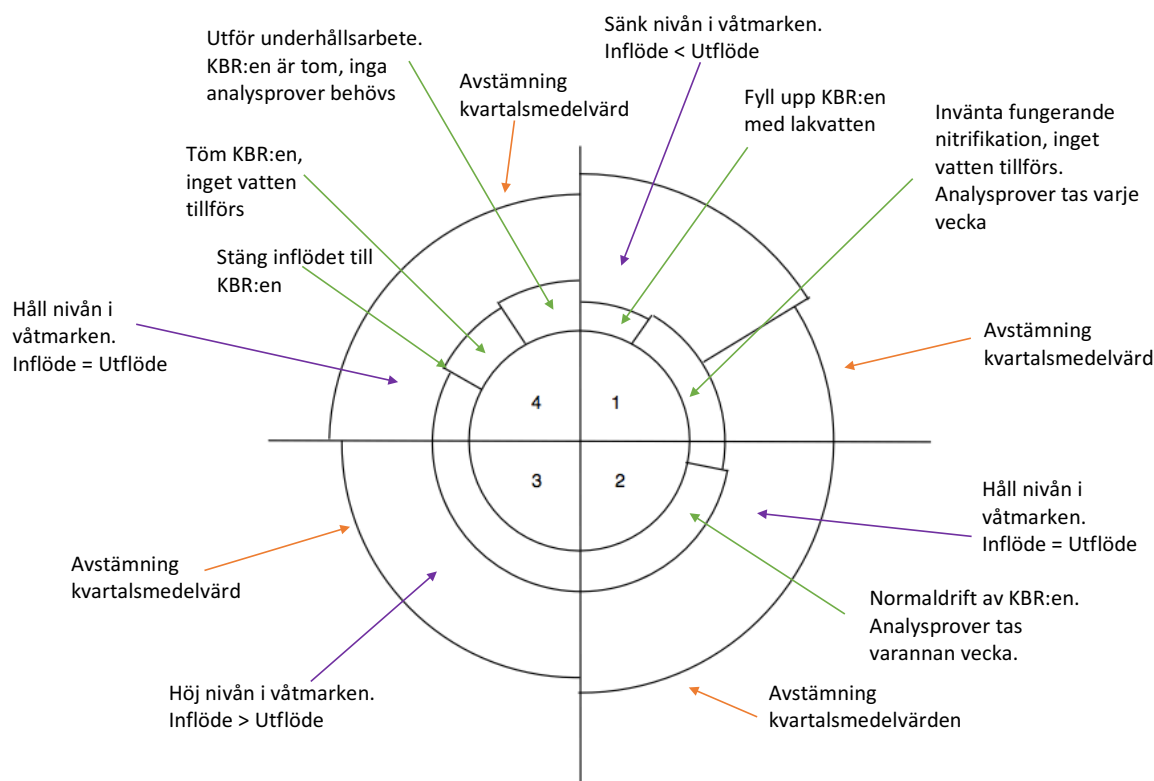
Under perioder när stora förändringar förväntas exempelvis under uppstartsperioden av KBR:en bör analysprover tas veckovis för att registrera förändringar. När nitrifikationsprocessen fungerar och vatten börjar släppas från KBR:en räcker det med att analysprover tas varannan vecka. När anläggningen är avstängd under kvartal 4 behövs inga prover.

Riktvärdena är baserade på kvartalsmedelvärden. För att säkerställa att de hålls bör en avstämning av utgående halter från L3 göras 28 februari, 31 maj, 31 augusti och 30 november för att ha tid och möjlighet att korrigera utsläppen om halterna överskrider riktvärdet. En kvartalsrapport som sammanfattar kvartalet bör sammanställas i slutet av varje kvartal.

Om riktvärdena överskrids stoppas pumpandet från våtmarken, eventuellt leds vatten om tillbaka till L2E. I våtmarken tas idag endast månadsprover medan det i utsläppspunkter tas både samlingsprover och stickprover varannan vecka. Optimalt vore att utifrån våtmarkens halter avgöra huruvida pumpande kan fortgå. Provtagningar är däremot kostsamma och uppehållstiden över översilningsytan beräknas vara kort därför kan istället analysresultat från L3 istället användas.

5.11 KVARTALSSTRATEGI

Strategin för Löt lakvattenreningsanläggning finns sammanfattad i figur 37. De olika processerna relaterade till de olika kvartalen finns förklarade i avsnitten nedan.



Figur 37: Årshjul över driftstrategin. Gröna pilar representerar processer relaterade till driften av KBR:en, lila utsläppsflödet och orange avstämning av kvartalsmedelvärdet.

5.11.1 Kvartal 1

Minska nivån i våtmarken. Målsättningen är att volymen i våtmarken bör vara ca 10000 m³, detta för att kunna magasinera det vatten som bildas och renas under kvartal 3 då utsläppen är kraftigt begränsade av jordbruksdikets flöde.

Fyll upp och påbörja uppstart av KBR:en. Under påfyllnad behöver inga analysprover tas från KBR:en. Vid uppstart bör analysprover i KBR:en tas veckovis för att registrera processernas utveckling.

Avstämning av utsläppshalter för att säkerställa att kvartalsmedel hålls i slutet av februari. Om detta ej är fallet ska åtgärder vidtas.

5.11.2 Kvartal 2

Pumpa ut det vatten som tillkommer från reningsanläggningen för att hålla nivån i våtmarken konstant.

När ammoniumhalterna i L2A är låga; släpp vatten till våtmarken. Om reningsbehov föreligger i L2E bör både vatten från L2E och L11 användas till KBR:en. När nitrifikationen

är igång och KBR:en körs ta analysprover varannan vecka.

Avstämning av utsläppshalter för att säkerställa att kvartalsmedel hålls i slutet av maj. Om detta ej är fallet vidta åtgärder.

5.11.3 Kvartal 3

Pumpa ut så mycket som jordbruksdiket tillåter. Resterande volymer magasineras i våtmarken.

Kör KBR:en på maximal belastning. Om reningsbehov föreligger för L2E bör både vatten från L2E och L11 användas som till KBR:en. Analysprover i KBR:en bör tas varannan vecka.

Avstämning av utsläppshalter för att säkerställa att kvartalsmedel hålls i slutet av augusti. Om detta ej är fallet vidta åtgärder.

5.11.4 Kvartal 4

Pumpa ut det vatten som tillkommer från reningsanläggningen till jordbruksdiket för att hålla nivån i våtmarken konstant.

Påbörja tömning av KBR:en. Stäng av ingående vattenflöde och låt utgående flöde vara konstant för att undvika att höga halter ammonium släpps vidare till recipient. Målet är att KBR:en ska vara tom i början av december. Analysprover i KBR:en bör tas varannan vecka.

Utför underhållsarbete när KBR:en är tom under december månad. Inga analysprover behövs i KBR:en.

Avstämning av utsläppshalter för att säkerställa att kvartalsmedel hålls i slutet av november. Om detta ej är fallet vidta åtgärder.

6 DISKUSSION

6.1 RENING OCH FLÖDEN

När nitrifikationen är igång fungerar den väl utan tillsats av fosforsyra vid låga flöden. Försök har ej gjorts för högre flöden förutom under korta perioder och på grund av analysprovernas provtagningsintervall går det ej att dra några konkreta slutsatser. I slutet av januari 2017 ökade flödet genom KBR:en under en vecka med medelflöde 8 m³/h, vilket kan förklara ökningen i ammoniumhalten under provtagningen 2 februari 2017. Det krävs dock fler undersökningar för att uppskatta hur stort flödet kan vara utan att störa nitrifikationen. När anläggningen kördes med högt flöde och kontinuerlig tillsats av fosfor ses dock att fosforhalten i nitrifikationsdammen konstant ökade vilket tyder på att allt fosfor ej konsumerades utan att det fanns i överflöd. Möjligt skulle nitrifikationen även fungera vid högre flöden då fosfatfosfor inte verkar vara begränsande.

Fullständig denitrifikation var endast möjlig då fosforsyra tillsattes till L2B. Halten fosfatfosfor begränsar tillväxten av bakterierna och trots lång uppehållstid har de ej möjlighet

att växa till för en tillräcklig rening. År 2015 sågs även att ifall tillförsel av kolkälla slutar fungera blir istället tillgången på kolkälla begränsande vilket kan urskiljas i att fosfathalten i L2B ökar.

Under sommarhalvåret sker en god rening av nitrat i våtmarken och utgående kvävehalter är låga. Under både 2015 och 2016 ses en ökning av nitrathalten i våtmarken under vinterperioden. Vatten som förs till våtmarken har alltid passerat en luftad damm/biologisk rening före därför går det ej att avgöra utifrån data om det sker någon nitrifikation i våtmarken. Det kan däremot antas att det sker liten eller ingen nitrifikation i våtmarken eftersom det inte finns någon syresättning. Den bör därför endast användas för att reducera nitrathalten genom denitrifikation.

I översilningsytan sker en viss fastläggning av totalfosfor men reduktionen av ammonium och totalkväve är låg. Ammoniumrikt vatten bör därför inte tillföras våtmarken då det inte kommer att passera några processer där det kan renas. Vattnet som tillförs våtmarken bör därför ha en ammoniumhalt under riktvärdet för att säkerställa att detta inte överskrids. I L2E varierar ammoniumhalterna och är framförallt under vinterperioden höga. När ammoniumhalterna överstiger riktvärdet bör det därför passera KBR:en för rening.

Utgående fosforhalterna är, sedan det nya tillståndet trädde i kraft juli 2016, godkända men de ligger nära riktvärdet. Vid de tillfällen när fosfor tillsats har riktvärderna i L3 överskridits. Från undersökning av recipienten framgår att fosfor är ett problemämne och att halterna i recipienten ofta överstiger det internt antagna riktvärdet baserat på miljökvalitetsnormen och dricksvattenkvalitetsnormen efter att renat lak- och processvatten släppts ut från avfallsanläggningen. För att inte riskera att överskrida riktvärdet bör därför ingen fosfor tillsättas inom lakvattenreningsanläggningen.

Volymen lakvatten som släpps ut från avfallsanläggningen påverkar fosforhalten i jordbruksdiket påtagligt. När flödet i L3 blir för stort ökar koncentrationen fosfor i Y7. Ibland överskrids det antagna riktvärdet i Y7 även när flödet i L3 är lägre än i Y5, detta beror på att halten i Y5 varierar. Man kan däremot se att när flödet i L3 är större än flödet i Y5 överskrids alltid det internt beräknade riktvärdet för jordbruksdiket. Flödet i L3 bör därför aldrig vara större än flödet i Y5.

I kvartal ett är flödet i jordbruksdiket väldigt högt i förhållande till resten av året. Detta antas bero på vårfloden och snösmältningen som sker under kvartalet. Under denna period kan mycket vatten släppas ut från anläggningen förutsatt att vattenkvalitén uppfyller riktvärderna. När det bildas mycket lakvatten (under sommaren) och reningsgraden är hög begränsas utsläppen från anläggningen av flödet i Y5. Under kvartal 3 är flödet i jordbruksdiket mycket lågt och lite vatten kommer att kunna släppas från anläggningen. Under denna period behövs plats för magasinering av det vatten som förväntas bildas under kvartal tre och ej kan släppas ut.

Den modellerade avrinningskoefficienten för hela anläggningen överensstämmer väl med den uppmätta för ett normalår. Den modellerade avrinningskoefficienten är 3,4 % större än den uppmätta.

Kvartalsavrinningskoefficienterna för deponiyorna anses vara osäkra då samtliga medel-

värden endast är beräknade från två värden. För att göra beräkningarna mer säkerställda behövs mer data. Detta gör att de bör användas med försiktighet. Mer data skulle jämföra ut avrinningskoefficienterna för de olika kvartalen, däremot skulle inte koefficienten för årsavrinningen att påverkas märkbart.

Avrinningskoefficienten för översilningsytan och våtmarken borde även de variera över året på grund av växtsäsongen. De antagna avrinningskoefficienterna anses vara ett tillförlitligt årsmedel men kvartalsfördelningen av flödena är osäkrare.

De modellerade flödena anses pålitliga då de överensstämmer ”hyfsat” med uppmätta värden. Den modellerade avrinningen var 7 % större än den uppmätta medelavrinningen. Sedan 2015 har dock avrinningen från anläggningen ökat på grund av KBR:en och om endast avrinningen från 2015 och 2016 tas hänsyn till är skillnaden mellan uppmätta och modellerade -4% .

Modellering av scenariot med ett 20-års regn med en varaktighet på 24 timmar visade att minst 22 % av anläggningens dammar bör vara tomma i händelse av ett sådant scenario. Vid extrema nederbördshändelser kommer vatten från IFA 1&2-deponin kunna dämmas och därmed minska den direkta belastningen på anläggningen till 15 % av den totala kapaciteten. För att inte L1 ska fyllas upp av de vattenvolymer som tillförs vore det förslagsvis lämpligt att leda om vattenströmmarna som leds till L1 till L4 för att jämna ut flödet. I L1 sker främst sedimentation, detta är en process som är beroende av uppehållstiden och om för mycket vatten kommer plötsligt kommer partikelbundna föroreningar att transporteras med till våtmarken. Någon som kan förhindras om de stora vattenvolymer istället leds till L4.

6.2 KBR:EN, MODIFIERADE FLÖDEN OCH VATTENVOLYMER

Flödesmässigt är det möjligt att låta både vatten från L2E och L11 behandlas i KBR:en då anläggningen är designad för att behandla $18\text{ m}^3/\text{h}$ och medelflödet då bli $12\text{ m}^3/\text{h}$. Genom att blanda de två delströmmarna fås ett jämt flöde genom KBR:en vilket kan vara fördelaktigt.

Kväve och ammoniumhalterna i L2E är ofta för höga för att släppas direkt till våtmarken (se figur 8) det är därför önskvärt att vattnet i L2E passerar KBR-anläggningen åtminstone när ammoniumhalterna överstiger riktvärdet. Genom att blanda lakvatten från L2E och L11 kommer den naturliga temperaturen att påverkas framförallt vintertid då L2E är öppen mot atmosfären och påverkas rejält av lufttemperaturen. Detta kommer i sin tur att öka uppvärmningsbehovet i L2A. Ingående lakvatten till KBR:en från L11 med L2E bör blandas under de perioder ammoniumhalten i L2E överstiger riktvärdet på 10 mg/l . Vid uppstarten bör dock endast lakvatten från L11 användas för att minimera uppvärmningsbehovet när anläggningen fylls upp.

Nitrifikationsprocessen har tidigare fungerat utan tillsats av fosfat men om vattenströmmarna blandas, minskas ingående fosfathalt vilket kan begränsa processen. Hur mycket fosfor organismerna behöver är omstritt och ingen tydlig begränsning finns. Flertalet källor hävdar att $0,5\text{ mg/l}$ är tillräckligt. För kort uppehållstid samt låg fosfattillgång kan bidra till låg eller ingen nitrifikation. Det är inte undersökt hur högt flödet genom KBR:en kan vara utan att det påverkar nitrifikationen negativt eller hur låg fosfathalten i ingående vat-

ten kan vara utan att processerna tar skada.

Det verkliga behovet av extern kolkälla i L2B beräknas vara lägre än de som finns angivna i Tabell 24. En andel av ammoniumkvävet kommer i L2A att övergå till organiskt bundet kväve istället för nitrat+nitrit. Ingående nitrat+nitrit i L2B kommer därför att vara lägre än ingående ammoniumhalt i L2A. Detta kommer även att ge lägre kostnader för båda flödena. Kostnadmässigt är de två scenarierna likvärdiga, skillnaden på 3375 kr/driftår kan ses som marginell i sammanhanget.

Driftstoppet för KBR:en påverkar hela anläggningen och bidrar till att utsläppen blir förskjutna. Anledningen till att flödet under kvartal 2 är så stort är på grund av de vattenmassorna som magasineras under perioden när KBR:en varit avstängd. Modellen tar ej hänsyn till fördröjningsparametrar så som uppehållstid i våtmark samt KBR. De verkliga flödena kan därmed antas vara lite förskjutna jämfört med de modellerade.

Utrymme för magasinering beräknas alltid finnas i L4 och L2E. De vattenmassor som transporteras dit är förhållandevis små och beräknas ofta gå igenom KBR:en. Pumparna från KBR:en och L1 är nivåstyrda så deras volym kan antas vara konstant. Volymen i våtmarken är lägre under kvartal 1 och 2 till följd av att flödet i jordbruksdiket är motsatt reningssäsongen. När reningen är god är även flödet lågt och vice versa. Genom att justera nivån i våtmarken kan det renade vattnet magasineras i väntan på högre recipientflöde.

6.3 DRIFTSTRATEGI

Driftstrategin är baserad på vattenflöden som skapas under ett normalår med kvartalsmedelvärden som ingående parametrar. Detta gör att det blir en grov uppskattning då de aktuella säsongsförhållandena kommer att påverka anläggningen. Därför är det ej möjligt att göra noggrannare tidsangivelser då dessa kommer att variera från år till år.

För att göra strategin noggrannare behövs grundligare förstudier göras. För att öka upplösningen behövs även flödesmodellen uppdateras. I dagsläget tar den ej hänsyn till fördröjningseffekter inom anläggningen vilket antas ha stor påverkan på flödena då uppehållstiden i vissa dammar är lång.

Ytterligare optimering skulle även behövas av KBR:en för att hitta de optimala driftförhållandena. Det skulle bidra till konkreta gränsvärden för hur högt flödet kan vara samtidigt som fullständig nitrifikation uppnås. Fler analysprover i våtmarken skulle även öka förståelsen för hur reningen i våtmarken fungerar.

7 SLUTSATSER

Vid drift av KBR:en (utan tillsättning av fosforsyra) uppfylls den reningsgrad som krävs för att de nya riktvärdena inte ska överskridas och beroende på årstid kommer volymen renat lakvatten som släpps ut variera i förhållande till recipientens flöde. Driftstrategin finns sammanfattad i figur 37.

- KBR:en bör tömmas under kvartal fyra för att kunna vara i drift kvarlåt två när utomhustemperaturen börjar öka. Utflödet från anläggningen bör under kvartal ett

vara större än den faktiska avrinningen för att minska volymen i våtmarken och för att lämna plats för det överskott som bildas under kvartal tre.

- 20 % av lakvattenreningsanläggningens volymkapacitet bör hållas vakant för att undvika bräddning i händelse av ett 20-årsregn med 24 timmars varaktighet.
- Flödet från anläggningen bör aldrig vara större än flödet i jordbruksdiket för att inte riskera att påverka recipienten. Detta är framförallt ett problem under kvartal 3 då flödet i jordbruksdiket under ett normalår är väldigt lågt. Under perioden krävs då att det finns extra plats i våtmarken för magasinering. Under övriga kvartal kan det lakvatten som renats släppas ut utan att störa recipienten.
- Ingående lakvatten till KBR:en från IFA1&2-deopnin bör blandas med lakvatten från utjämnings-magasinet L2E under de perioder ammoniumhalten i L2E överstiger riktvärdet på 10 mg/l. Vid uppstarten av KBR:en bör endast lakvatten från IFA1&2-deopnin användas för att minimera uppvärmningsbehovet när anläggningen fylls på.
- För att inte riskera att överskrida riktvärdet och för att minimera påverkan på omkringliggande miljö bör ingen fosfor tillsättas i lakvattenreningsanläggningen. När nitrifikationen är igång fungerar den väl utan fosforsyra vid låga flöden, denitrifikationen blir däremot inte fullständig utan fosforsyra. Under sommarhalvåret utför däremot våtmarken denitrifikation och eftersom det inte finns några riktvärden för totalkväve anses detta vara tillräckligt för att kunna köra KBR:en utan tillsättning av fosforsyra.

7.1 REKOMMENDATIONER

En stor del av belastningen på våtmarken kommer från L1. För att minska belastningen på våtmarken kan det processvatten från lagerytor som leds till L1 istället ledas till L4. Detta skulle innebära att ca 17000 m³/år istället hamnar i L4. Det är positivt då uppehållstiden i L1 blir längre, vilket är viktigt då dammens främsta uppgift är att sedimentera partikelbundna föroreningar. Det skulle även bidra till vattnet i L4 och L2E blir renare då processvattnet har låga näringshalter. Om vattnet i L4 och L2E blir renare minskar även behovet av rening och vattnet skulle eventuellt kunna ledas direkt till våtmarken utan att passera KBR:en. Detta skulle även spara på kemikalietillsatsen då mängden tillsatt Brenntapplus VP1 doseras efter flödet.

För att minska fosforbelastningen på recipienten krävs en fosforrenande process. Genom att tillsätta en fällningskemikalie vid efterluftningen i L2C kan fosfor falla ut och sedimentera. Detta sediment behöver dock tas om hand varför det är att föredra att inte utföra utfällningen i våtmarken utan inom KBR:en.

7.2 VIDARE STUDIER

KBR:en är i dagsläget inte optimerad med avseende på fosforbehov och flöde. En studie som undersöker dessa variablers inverkan på processerna skulle öka förståelsen för anläggningen samt medföra att den drivs på det mest kosteffektiva sätt. En vidare studie kan vara att undersöka hur högt flödet kan vara utan att det påverkar nitrifikationen negativt eller hur låg fosfathalten i ingående vatten kan vara utan att processerna tar skada.

Flödesmodellen skapad i detta arbete tar ej hänsyn till fördröjningseffekter för de olika reningsstegen. Genom att inkludera dessa skulle modellen ge en bättre uppskattning över vattnets fördelning inom lakvattenreningsanläggningen.

8 REFERENSER

Arvidsson, L., Heander, E., Hedenstedt, A., van Praagh, M., Persson, K., Serti, S. (2012). *Avfall Sveriges deponihandbok: Reviderad handbok för deponering som en del av modern avfallshantering*. Malmö: Avfall Sverige (Avfall Sverige rapport, D2012:02)

Avfall Sverige. (2009). *Svensk avfallshantering 2009*. Malmö: Avfall Sverige. Tillgänglig: https://www.mynewsdesk.com/material/document/5165/download?resource_type [2018-06-06]

Avfall Sverige. (2016a). *Svensk avfallshantering 2016*. Malmö: Avfall Sverige. Tillgänglig: https://www.avfallsverige.se/fileadmin/user_upload/Nyheter/sah_2016_low.pdf [2018-06-06]

Avfall Sverige. (2016b). *Hushållsavfall, behandlad mängd*. Tillgänglig: <http://www.avfall sverige.se/statistik-index/avfallsstatistik/hushaallsavfall-behandlad-maengd> [2017-07-10]

Avfall Sverige. (2016c). *Luftade dammar optimerat utnyttjande av befintliga resurser för lakvattenbehandling vid deponier*. Malmö: Avfall Sverige (Rapport, 2016:11) Tillgänglig: <https://www.avfallsverige.se/kunskapsbanken/rapporter/rapportera/article/luftade-dammar> [2018-06-06]

SFS 2011:927. Avfallsförordningen. Stockholm: Miljö- och energidepartementet

Berggren Kleja, D., Elert, M., Gustafsson, JP., Jarvis, N., Norrström, AC. (2006). *Metal- lers mobilitet i mark*. Stockholm: Naturvårdsverket (Rapport, 5536) Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5536-4.pdf> [2018-06-06]

Blecken, G. (2016). *Kunskapssammanställning: Dagvattenrening*. Bromma: Svenskt Vat- ten Utveckling (Svenskt Vatten rapport, 2016-05) Tillgänglig: http://www.svenskvatten.se/contentassets/979b8e35d47147ff87ef80a1a3c0b999/svu-rapport_2016-05.pdf [2018-06-06]

Cerne, O., Allard, A-S., Ek, M., Junestedt, C., Svenson, A. (2007). *Utvärdering av behand- lingsmetoder för lakvatten från deponier: Kemisk karakterisering av lakvatten före och efter olika behandlingssteg på ett antal svenska deponier*. Stockholm: IVL (IVL Rapport, B1748) Tillgänglig: <https://naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/av fall/deponering/deponi-ivl-utvardering-lakvatten.pdf> [2018-06-06]

El-Fadel, M., Findikakis, A., Leckie., J. (1997). Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling. *Journal of Environmental Management*, vol. 50:1, ss. 1–25. DOI: 10.1006/jema.1995.0131

Friman Ekologikonsult. (2014). *Recipientbedömning – vattenkvalitet 2012-2014 nedströms Löt avfallsanläggning*. Stockholm: Söderhalls Renhållningsverk AB. Tillgänglig: <http://www.sorab.se/upload/documents/tillstand/BIlagaF1recipientbedomning.pdf> [2018-06-06]

SFS 2001:512. Förordningen om deponering av avfall. Stockholm: Miljö- och energide-

partementet

Jacobs, A. (2004). *Översilning för fosforavskiljning ur sjövatten- En första uppföljning av funktionen i en karlkad översilningsyta vid Mörtsjön i Täby kommun*. Stockholm universitet. Institutionen för natureografi och kvartärgeologi (Examensarbete)

Kampschreur, MJ., Temmink, H., Kleerebezem, R., Jetten, M., van Loosdrecht, M. (2009). Nitrous Oxide Emission During Wastewater Treatment. *Water Research*, vol. 43, ss. 4093-4103. DOI: 10.1016/j.watres.2009.03.001

Karlsson, L. (2014). *Kontinuerlig biologisk rening: En driftoptimering av pilotanläggningen för biologisk rening av lakvatten vid Löt avfallsanläggning*. Uppsala universitet. Institutionen för geovetenskaper (Examensarbete)

Kjeldsen, P., Barlaz, M., Rooker, A., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T. (2002). Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 32:4, ss. 297-336. DOI: 10.1080/10643380290813462

Kulikowska, D & Klimuik, E. (2008). The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology*, vol. 99, ss. 5981–5985. DOI: 10.1016/j.biortech.2007.10.015

La Cour Jansen, J., Särner, E., Tykesson, E., Jönsson, K. (2004). *Biologisk fosforavskiljning i Sverige – karakterisering, kartläggning och planering*. Stockholm: Svenskt Vatten AB (VA-Forsk rapport, B2004-102) Tillgänglig: http://vav.griffel.net/filer/VA-%20Forsk_B_2004-102.pdf [2018-06-06]

SFS 1999:673. Lag om skatt på avfall. Stockholm: Finansdepartementet

SFS 2016:782. Lag om ändring i miljöbalken. Stockholm: Miljö- och energidepartementet

Larm, T. (2000). *Utformning och dimensionering av dagvattenreningsanläggningar*. Stockholm: VAV AB (VA-FORSK-rapport, 2000-10) Tillgänglig: <http://www.stormtac.com/admin/Uploads/Dimension.pdf> [2018-06-06]

SFS 1998:808. Miljöbalk. Stockholm: Miljö- och energidepartementet

SFS 2013:251. Miljöprövningsförordning. Stockholm: Miljö- och energidepartementet

Naturvårdsverket. (2004). *Deponering av avfall*. Stockholm: Naturvårdsverket (Handbok,2004:2) Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-0134-5.pdf?pid=2562> [2018-06-06]

Naturvårdsverket. (2008). *Lakvatten från deponier*. Stockholm: Naturvårdsverket (Faktablad,8306) Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-8306-9.pdf?pid=3993> [2018-06-06]

- Naturvårdsverket. (2010). *Effekter av deponiförordningens införande: En effektutvärdering*. Stockholm: Naturvårdsverket (Rapport, 6381) Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-6381-8.pdf?pid=3688> [2018-06-06]
- NFS 2004:10. Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall. Stockholm: Naturvårdsverket
- Renou, S., Givaudan, JG., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P. (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 150, ss. 468–493. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2007.09.077
- Rönnols Miljökonsult. (2014). *Lämpliga metoder för behandling av lakvattnet från Löt avfallsanläggning, Vallentuna kommun*. Stockholm: Söderhalls Renhållningsverk AB. Tillgänglig: <http://www.sorab.se/upload/documents/tillstand/BilagaELampligametoderforbehandling.pdf> [2018-06-06]
- SMHI. (2017). *SMHI Vattenwebb*. Tillgänglig: <http://vattenwebb.smhi.se/svarwebb/> [2017-03-06]
- Sohlman, L. (2010). *Utvärdering av Vissberga lakvattenbehandling*. Uppsala universitet. Institutionen för informationsteknologi (Examensarbete)
- Svanberg, E. (2013). *Lakvattenhantering och kväverening vid Östby deponi*. Karlstad universitet. Institutionen för Ingenjör- och kemivetenskaper (Examensarbete)
- Svenskt Vatten. (2004). *Dimensionering av allmänna avloppsledningar*. Stockholm: Svenskt Vatten AB (Publikation, P90)
- Svenskt Vatten. (2011). *Nederbördsdata vid dimensionering och analys av avloppssystem*. Stockholm: Svenskt Vatten AB (Publikation, P104)
- Svenskt Vatten. (2013). *Avloppsteknik 2: Reningsprocessen*. Stockholm: Svenskt Vatten AB (Publikation, U2)
- SÖRAB. (2014a). *Miljörapport Löt avfallsanläggning 2014: Bilaga Avfalls- och återvinningmängder*. Vallentuna: Söderhalls Renhållningsverk AB
- SÖRAB. (2014b). *Redovisning prövotidsfrågan Löt avfallsanläggning*. Vallentuna: Söderhalls Renhållningsverk AB
- SÖRAB. (2014c). *Möjligheten att undvika bräddning*. Vallentuna: Söderhalls Renhållningsverk AB
- SÖRAB. (2014d). *Acceptabel belastning*. Vallentuna: Söderhalls Renhållningsverk AB
- SÖRAB. (2016a). *Miljörapport: Lakvattenbilaga - Löt avfallsanläggning 2016*. Vallentuna: Söderhalls Renhållningsverk AB

SÖRAB. (2016b). *Miljörapport: Omgivningskontroll - Löt avfallsanläggning 2016*. Val-lentuna: Söderhalls Renhållningsverk AB

Tchobanoglous, G., Burton, F., Stensel, HD. (2003). *Wastewater Engineering - Treatment and reuse*. 4. uppl. London: McGraw Hill Higher Education

Van der Aa, L., Kors, L., Wind, A., Hofman, J., Rietveld, L. (2002). Nitrification in rapid sand filter: phosphate limitation at low temperatures. *Water Science and Technology*, vol. 2:1, ss. 37-46

VISS (2017). *Om VISS*. Tillgänglig: <http://viss.lansstyrelsen.se/About.aspx> [2017-12-15]

Vägverket. (2008). *VVMB 310 Hydraulisk dimensionering*. Borlänge: Vägverket (Publi-kation, 2008:61) Tillgänglig: https://trafikverket.ineko.se/Files/sv-SE/11208/RelatedFiles/2008_61_vvmb_310_hydraulisk_dimensionering.pdf [2018-06-06]

Zhang, Y., Love, N., Edwards, M. (2009). Nitrification in Drinking Water Systems. *Cri-tical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 39:3, ss. 153-208. DOI: 10.1080/10643380701631739