# Lakvattenhantering

## En jämförande studie av avfallsanläggningar i Sverige med biologisk kväverening av lakvatten

**Jimi Larsson**

**Examensarbete 15 HP för**
**Högskoleingenjörsexamen i Miljöteknik**

Ekoingenjörsprogrammet 180 HP, VT 2017

Avdelningen för Ekoteknik och Hållbart Byggande

Mittuniversitetet, Östersund

Mittuniversitetet
MID SWEDEN UNIVERSITY

Mittuniversitetet
Ekoteknik och hållbart byggande
Författare: Jimi Larsson, jila1400@student.miun.se, jimi.larsson@gmail.com
Examinator: Morgan Fröling, morgan.froling@miun.se
Handledare Suez: Annika Jonsson, annika.jonsson@wspgroup.se
Handledare Mittuniversitetet: Erik Grönlund, erik.gronlund@miun.se
Utbildningsprogram: Ekoingenjörsprogrammet 180 HP

---

Omslagsbild: Bild över Forsbackas luftade damm. Fotograf: Jimi Larsson - 2017. Publicerad med tillstånd från anläggningen.

# Abstract

The purpose of this work is to compare waste facilities with associated landfills that treats their leachate with biological purification of nitrogen in Sweden. The treatment involves various steps to obtain the desired concentration of nitrogen. In the comparison, 10 plants have been studied which have the purification step of aerated pond. In addition to the aerated pond, overland flow and wetlands are used to further reduce the nitrogen concentration

The number of landfills in Sweden has reduced rapidly in recent years. However, the problem remains that undesired substances are leached from the solid material deposited on the landfill. The nature of the leachate differs depending on the type of material found on the landfill and may affect people and the environment. In most cases, the released levels are regulated with emission conditions determined by the appointed authority. A common nutrient that is often restricted with emission conditions is nitrogen.

The work is limited to study nitrogen emissions, which means that other emissions have not been accounted for. In many cases, the plants have several purification methods for their leachate other than the biological steps, but this work has been demarcated to study three biological purification methods. The leachate from each plant has been generalized, which means that the source of the waste is not assessed and the leachate are only being compared as untreated and treated.

This data implies that landfills in the order of 74 000 – 140 000 $m^3$ treated volume of leachate has the highest reduction in total nitrogen concentrations. For ammonium nitrogen, the trend of reduction is increasing in proportion to treated volume and has the highest potential reduction at 190,000 m3 treated volume of leachate and thereafter decreasing. This means that the plants with these volumes also have the lowest emission conditions. Against this background, one can conclude that each plant has an individual assessment of the emission conditions depending which substantially depends on emission conditions from regulations and government decisions rather than on physical qualities.

The study also shows that some actions have been taken for nitrogen emissions since 2007. For total nitrogen, emission conditions remain unchanged while the emission of ammonium nitrogen has increased over the period 2007 – 2017, and then decreased again in 2017.

Key words: biological nitrogen purification, aerated pond, landfill, leachate

# Sammanfattning

Syftet med detta arbete är att jämföra avfallsanläggningar med tillhörande deponier som behandlar sitt lakvatten med biologisk kväverening i Sverige. Behandlingen innefattar i många fall olika delsteg för att få ut den önskade koncentrationen av kväve. I jämförelsen har 10 anläggningar studerats som har reningssteget luftad damm. Utöver reningssteget luftad damm så förekommer delstegen översilning och våtmark för att reducera kvävekoncentrationerna ytterligare.

Antalet deponier i Sverige har minskat kraftigt på senare år. Dock kvarstår problemet att icke önskvärda ämnen lakas ut ur det fasta materialet som ligger på deponin. Lakvattnets karaktär skiljer sig åt beroende på vilken typ av material som finns på deponin och kan påverka människa och miljö. I de flesta fall regleras de utsläppta halterna genom villkor fastställda av berörda myndigheter. Ett vanligt näringsämne som ofta blir belagt med utsläppsvillkor är kväve.

Arbetet avgränsas till att enbart studera utsläpp av kväve vilket innebär att övriga utsläpp inte är granskade. I många fall har anläggningarna flera reningsmetoder för sitt lakvatten än de biologiska men arbetet har avgränsats till att enbart studera tre biologiska reningsmetoder. Lakvattnet från respektive anläggning har generaliserats vilket innebär att källan till urlakningen inte är bedömd utan lakvattnet jämförs enbart som obehandlat och behandlat.

Detta underlag tyder på att deponier i storleksordning 74 000 – 140 000 $m^3$ behandlad volym lakvatten har den högsta reducering gällande totalkvävekoncentrationer i lakvatten. För ammoniumkväve är trenden att reducering ökar i takt med behandlad volym och har den högsta potentiella reduceringen vid 190 000 $m^3$ behandlad volym lakvatten för att därefter avta. Resultatet av studien påvisar att det inte finns någon generell bedömning angående beslut av utsläppsvillkor utan att en kombination av recipientens känslighet och koncentrationen av den inkommande kvävekoncentrationen ligger till grund för besluten. Detta innebär att anläggningarna med dessa volymer också har de lägsta utsläppsvillkoren. Med denna bakgrund kan man då dra slutsatsen att varje anläggning har en individuell bedömning av utsläppsvillkoren som till stor del beror på utsläppsvillkor från regleringar och myndighetsbeslut snarare än fysikaliska egenskaper.

Studien påvisar även att vissa åtgärder vidtagits för utsläppsvillkoren av kväve sedan 2007. För totalkväve är utsläppsvillkoren oförändrade medan utsläppsvillkoren för ammoniumkväve har blivit högre under perioden 2007 – 2017 för att sedan minska igen under 2017.

Nyckelord: biologisk kväverening, luftad damm, deponi, lakvatten

# Förord

Detta examensarbete är utfört vid avdelningen för Ekoteknik och Hållbart Byggande. Examensarbetet är den sista delen av min utbildning till ekoingenjör vid Mittuniversitetet i Östersund. Arbetet har gett en bra inblick i yrkeslivet genom att knyta ihop teori med praktik.

Jag vill börja med att rikta ett stort tack till Bengt Hallenstål på Suez Recycling AB som gjort detta arbete möjligt.

Jag vill även tacka Annika Jonsson och Magdalena Westerberg som genom Suez Recycling AB handlett mitt arbete och gett mig värdefull feedback.

Sist men absolut inte minst, ett stort tack till min handledare Erik Grönlund som via Mittuniversitetet gett mig bra vägledning och hållit mig på banan genom arbetet.

# Innehållsförteckning

**1 Inledning ..... 1**

1.1 Deponins definitioner ..... 1

1.2 Deponins faser ..... 2

1.3 Kväve ..... 2

1.4 Reningsmetoder ..... 4

1.5 Biologiska reningsmetoder ..... 5

1.6 Utsläppsvillkor ..... 6

1.7 Miljöpåverkan ..... 7

1.8 Syfte ..... 8

1.9 Frågeställning ..... 8

1.10 Avgränsning ..... 8

**2 Metod ..... 9**

**3 Resultat ..... 10**

3.1 Anläggningarna ..... 10

3.2 Jämförelse av kväveutsläpp till recipient ..... 17

3.3 Reducering av kväve ..... 19

**4 Diskussion ..... 22**

**5 Slutsats ..... 24**

5.1 Förslag till fortsatta studier ..... 24

*Bilaga 1 – Sammanställning av recipient/mottagare och villkorsbestämmelser*

*Bilaga 2 – Sammanställning behandlingsteknik(er) och behandlad volym*

*Bilaga 3 – Faktiska kväveutsläpp till recipient*

*Bilaga 4 – Ingångsvärden för kvävekoncentration i lakvatten från deponi*

*Bilaga 5 – Ordlista*

# 1 Inledning

Naturvårdsverket (2016) redovisar att deponeringen av avfall i Sverige har minskat sedan deponiförordningen trädde i kraft 2001, men redovisar även att en betydande del av avfallet fortfarande går till deponi då återvinnings- eller återanvändningsmetoder inte är tillgängliga. Under 2015 fanns det 265 deponier som antingen var aktiva eller under stängning.

Alla deponier har något utsläpp av lakvatten beroende på storlek, typ av avfall med mera. Lakvattnet uppkommer då framförallt nederbörd, ytvattentillrinning och grundvattentillrinning infiltreras genom deponin (Naturvårdsverket 2008, 6). Enligt Naturvårdsverket (2017) så varierar lakvattnets egenskaper beroende på det deponerade materialet, men lakvattnet som bildas från deponierna innehåller till stor del näringsämnen i form av bland annat kväve.

I nyare deponier är ägaren skyldig enligt Deponiförordning (SFS 2001:512) att veta vilken typ samt hur mycket avfall som bidrar till föroreningar i lakvattnet. I enlighet med detta finns även villkor från myndigheter och beslut från miljödomstolar att rätta sig efter för att driva verksamheten (Avfall Sverige 2012, 134).

Denna studien ska fungera som ett underlag för att alla avfallsanläggningar med tillhörande deponi i Sverige ska kunna överblicka vilka metoder och tekniker som är ger önskad effekt och vilka utsläppshalter som är rimliga att nå med givna förutsättningar.

## 1.1 Deponins definitioner

De tre stegen i deponins cykel brukar benämnas:

- Aktiv fas – från första avfallet tills deponering upphört inklusive att alla kontrollprogram och utsläppsbegränsningar inte längre behövs, driftsfas och efterbehandlingsfas är inkluderade här

- Driftsfas – från att det första avfallet läggs på deponin tills att deponin är sluttäckt

- Efterbehandlingsfas – arbetet som inleds efter att deponin är sluttäckt, kontrollprogram och utsläppsbegränsningar instiftas

Tillsynsmyndigheten beslutar när sluttäckningsarbetet är klart och meddelar tillsynsperiod samt utsläppsbegränsningar, till detta hör att tillsynsperioden är minst 30 år (Avfall Sverige 2012, 5).

## 1.2 Deponins faser

Oavsett avfall på deponin så redovisar Naturvårdsverket (2008, 9) att deponier genomgår fyra nedbrytningsfaser som sker genom mikroorganismer. De exakta tiderna för de olika faserna är något oklar men följande faser gäller främst äldre deponier som har högre innehåll av organiskt material.

De fyra faserna:

- Syre- och nitratreducerande fas, aerob fas (några dagar - några veckor)
- Sur anaerob fas (några veckor – ca 10 år)
- Metanogen fas (några månader - flera hundra år)
- Humusbildande fas (> 100 år)

Under den aeroba fasen bryts organiskt material ned med hjälp av syre. De huvudsakliga produkterna från denna fas är vatten och koldioxid (Naturvårdsverket 2008, 9).

Den sura fasen karakteriseras av lågt pH och en hög halt av kväve, svavel, BOD och COD. Metallutlakningen av t.ex. zink, mangan och järn är högre i denna fas än under de andra faserna (Naturvårdsverket 2008, 9).

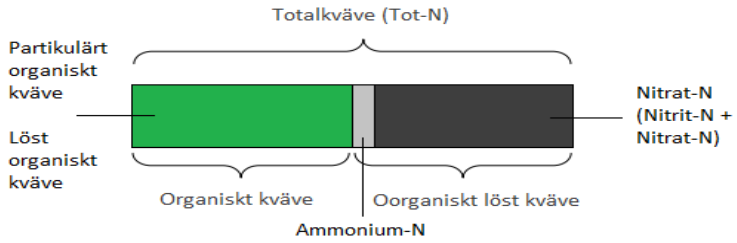
Under den metanogena fasen växlar pH från antingen neutralt till basiskt eller tvärtom. BOD halten är medelhög medan COD-, kväve-, järn- och kloridhalterna höjs. Till skillnad från den sura fasen minskar metallutlakningen istället för att öka (Naturvårdsverket 2008, 9).

Slutligen är det den humusbildande fasen och här återstår enbart svårnedbrytbara organiska material. Humus är nerbrutna växt- och djurdelar som inte längre kan identifieras och som är uppbyggda av högmolekylära humusbildande föreningar med hydroxyl- och karboxylgrupper bundna till fenoler. Om syre kommer in i deponin finns det risk att metallhalterna ökar och även frigörs till lakvattnet (Naturvårdsverket 2008, 9).

## 1.3 Kväve

Kväve är ett essentiellt ämne för alla levande organismer då det ingår i proteiner och DNA. Omkring 78 % av atmosfären består av kväve i form av kvävgas ($N_2$). Kvävets kretslopp är viktig i många avseenden. Detta arbete studerar hur kvävet i lakvattnet återbördas till naturen genom olika biologiska steg.

I lakvatten talar man om totalkväve vilket illustreras i figur 1 och innefattar de olika formerna av kväve.




Figur 1. *De olika kväveformerna som tillsammans utgör totalkväve* (Ruist 2008).

Enligt Ruist (2008, 4) så finns oorganiskt löst kväve i formerna: Nitrat ($NO_3^-$), nitrit ($NO_2^-$) och ammonium ($NH_4^+$) och det organiska kvävet omvandlas till oorganiskt kväve under nedbrytningsprocessen, vilket gör att det då består till största del av ammonium.

Det råder enligt Flodin (2015, 13) en jämnvikt mellan ammonium och ammoniak ($NH_3$) och vid pH 7 består ammoniumhalten av ungefär 1 % fri ammoniak. När pH stiger över 8 kan ammoniak frisättas till luften genom att jämvikten skjuts åt höger. Detta illustreras genom följande formel:

$$NH_4^+ \leftrightarrow NH_3 + H^+ \qquad (1)$$

För att de olika stegen i kväveomvandlingen ska kunna ske, krävs enligt Flodin (2015, 14) makro- och mikroorganismer. Bakterierna Nitrosomonas och Nitrosococcus är viktiga då dessa transformerar kväveföreningar samt transformerar och stabiliserar organiskt material. Fortsättningsvis menar Flodin (2015, 14) att detta gör att tillgången på syre är essentiell för att bakterierna ska kunna bryta ner det organiska kvävet.

De olika stegen för kvävereduceringen är enligt Avfall Sverige (2003a, 12) mineralisering, nitrifikation samt denitrifikation.

### 1.3.1 Mineralisering

Mineralisering är den aeroba process där det organiska bundna kvävet bryts ner till ammoniumkväve. Typiska lakvatten innehåller omkring 90 % ammonium medan resterande är organiskt bundet. Är zonen för mineraliseringen djupare än 1 meter och har god tillgång på syre, så kan man förvänta sig en fullständig omvandling av det organiskt bundna kvävet till ammoniumkväve (Avfall Sverige 2003a, 12).

### 1.3.2 Nitrifikation

Denna process är enligt Flodin (2015, 14) aerob och uppdelad i två steg. Hela processen bygger på tillgången av ammonium, nitrifikationsbakterier samt syrerikt vatten och omvandlar ammoniumjonen till den mer lättrörliga nitratjonen. Syre tillsätts oftast genom luftare i dammen och hjälper ammoniumet oxideras i följande två steg:

$$2NH_4^+ + 3O_2 \rightarrow 2\ NO_2^- + 4\ H^+ + 2H_2O \qquad (2)$$

$$2\ NO_2^- + O_2 \rightarrow 2\ NO_3^- \qquad (3)$$

Fortsättningsvis menar Wärjerstam (2009, 10) att hastigheten av nitrifikationsprocessen bestäms av flera parametrar som till exempel; halten organiskt material, den totala ammoniumkvävekoncentrationen, temperatur, uppehållstid samt pH.

### 1.3.3 Denitrifikation

Wärjerstam (2009, 13) menar att denitrifikation sker i en anaerob miljö där nitratet bryts ner. Oftast finns det en anaerob zon i dammen och där omvandlas nitratet till kvävgas ($N_2$), kväveoxid (NO) eller dikväveoxid ($N_2O$) enligt följande formel:

$$NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2 \qquad (4)$$

Wärjerstam (2009, 19) påpekar att den luftade dammen kan kompletteras med en efterföljande våtmark för att skapa en naturlig anaerob miljö där fortsatt denitrifikation kan ske. Detta brukar vara ett lämpligt steg efter dammen om kvävehalterna i lakvattnet fortfarande är höga (Wärjerstam 2009, 19).

## 1.4 Reningsmetoder

Vid de flesta deponier samlas lakvatten upp för behandling och Avfall Sverige (2012, 101) menar att det tidigare var vanligt att transportera lakvattnet för behandling till de kommunala reningsverken. Avfall Sverige (2012, 101) förklarar att Naturvårdsverket i ett yttrande uttalat sig om att lakvattnet ska behandlas lokalt, i anslutning till deponin. Anledningen till detta är att lakvattnet kan störa de lokala reningsprocesserna då de flesta reningsverk inte är byggda för att behandla lakvattnet (Avfall Sverige 2012, 101).

Idag finns det ett stort urval av reningsmetoder för lakvatten. De vanligaste är enligt Wärjerstam (2009, 15) de biologiska reningsmetoderna som har för avsikt att efterlikna naturliga reningsprocesser. Fortsättningsvis menar Wärjerstam (2009, 16) att de vanligaste lokala biologiska reningsmetoderna är luftning av lakvattendammar med tillhörande utnyttjning av naturliga mark-växtsystem som våtmarker och översilning av markytor.

## 1.5 Biologiska reningsmetoder

I kapitel 1.5.1 – 1.5.3 redogörs det för de tre valda biologiska reningsmetoderna, luftad damm, översilning samt våtmark.

### 1.5.1 Luftad damm

Luftad damm är, med hänvisning till tabell 1, den vanligaste behandlingsmetoden för lakvatten i Sverige.

Tabell 1. *Lakvattenbehandlingsmetoder vid svenska deponier* (Avfall Sverige 2012).

| Teknik | Antal anläggningar i Sverige |
|---|---|
| Luftad damm | 86 |
| Reningsverk | 84 |
| Bevattning av markväxtsystem | 37 |
| Återpumpning till deponi | 29 |
| Infiltration | 28 |
| Översilning | 18 |
| Markbädd | 14 |
| Kemisk fällning | 9 |
| Satsvis Biologisk Rening, SBR | 4 |
| Mekanisk rening | 4 |

Anledningen till att detta är den vanligaste behandlingsmetod är enligt Wärjerstam (2009, 19) den låga investerings- och driftkostnad.

Den luftade dammen ger enligt Avfall Sverige (2003b, 3) lakvattnet en högre uppehållstid och medger att biologiska reaktioner ske i vattnet. Dammen delas in i två zoner, en aerob zon och en anaerob zon. Den aeroba zonen innehåller oftast turbinluftare som ses i figur 2 och 3. I denna zon sker nitrifikationen medan denitrifikationen sker i den anaeroba zonen.

Figur 2. *Driftsfas av turbinluftare i dammen* (Järven 2016).

Figur 3. *Överskådlig bild turbinluftare* (Järven 2016).

Figur 2 och 3 är publicerad med tillstånd av Järven.

Flodin (2015, 22) menar att den luftade dammen ofta används som ett förberedande reningssteg och som i vissa fall inte är tillräcklig för att få den önskade reduceringen. Detta kan gälla om exempelvis ingångsvärdet på kvävekoncentrationerna är höga i lakvattnet. Det kan då behöva kompletteras med andra delsteg som översilning och våtmark.

### 1.5.2 Översilning

Översilningsytan innebär enligt Wärjerstam (2009, 18) att man i de flesta fall låter lakvatten rinna över en svagt sluttande yta för att samlas i en punkt längre ner. Inom detta område adsorberas främst ammoniumjoner genom växt- och jordupptag vilket i sin tur leder till en reducering av kväve i lakvattnet.

### 1.5.3 Våtmark

Enligt Wärjerstam (2009, 19) är våtmarken oftast det sista steget innan lakvattnet leds ut till recipient[1]. Våtmarken innebär en längre uppehållstid för lakvattnet och ger större möjligheter för denitrifikationen av kvävet att fortsätta under en längre tid. Detta genom att befintliga mark- och växtsystem adsorberar framför allt ammoniumjonerna i det vatten som ännu inte hunnit denitrifierats.

## 1.6 Utsläppsvillkor

Om lakvattnet leds direkt till recipient efter lokal behandling kommer med största sannolikhet den aktuella tillståndsmyndigheten att sätta villkor för utsläppen. Nedan följer ett par exempel på villkor (Avfall Sverige 2012, 104).

- Den maximala halten av ett specifikt eller sammansätt ämne uttryckt i kg per år eller mg/l i behandlat lakvatten
- Maximala halter av vissa föroreningar under en viss period uttryckt i medelhalt för den aktuella perioden
- Begränsa utsläppet av vissa föroreningar under vissa perioder. Ett exempel är om recipienten är mer känslig under hösten.

[1] Mottagare av det behandlade lakvattnet, exempelvis grundvatten, hav, sjön eller bäck.

Prövotid kan i vissa fall vara aktuell på anläggningarna. Denna prövotid innebär att de slutgiltiga utsläppsvillkoren inte är fastställda utan utvärderas under prövotiden och en diskussion förs mellan anläggningen och den beslutande myndigheten (Avfall Sverige 2012, 29). Under prövotiden har anläggningen provisoriska utsläppsvillkor som riktvärde, och tanken är att utvärdera om dessa utsläppshalter är skäliga genom en fortlöpande diskussion mellan anläggning och berörd myndighet. Efter prövotiden fastslår den beslutande myndigheten vilka slutgiltiga villkor som ska gälla (Avfall Sverige 2012, 29–30).

Under 2007 fastställdes flera utsläppsvillkor av domstol för flera anläggningar runt om i Sverige. Naturvårdsverket (2008, 30) har genom en nationell sammanställning i tabell 2 gjort det möjligt att utläsa inom vilket spann beslutade utsläppsvillkor för kvävehalter låg på under 2007.

Tabell 2. *Sammanställning av utsläppsvillkor beslutade under 2007* (Naturvårdsverket 2008).

| Parametrar | Enhet | Utsläpps-halter till sötvatten-recipient, Riktvärden | Bedömnings-grunder sjöar och vatten-drag, låga halter | Utsläppshalter till Öresund |
|---|---|---|---|---|
| Totalkväve | mg/l | 10-40 | | 15 |
| Ammoniumkväve | mg/l | 3-5 | | |

## 1.7 Miljöpåverkan

Innan en deponi får starta krävs det att en miljökonsekvensbeskrivning upprättas. Detta för att berörda myndigheter ska kunna få en inblick i vilken typ av avfall som planeras att deponeras på anläggningen och vilken påverkan på människa och miljö det kan ha. Beroende på deponins storlek så är det Länsstyrelsen eller Miljödomstolen som avgör om ansökan ska beviljas för verksamheten (Avfall Sverige 2012, 28).

Nedan redogörs påverkan på miljön av kväve när det når mark och vatten samt luft.

### 1.7.1 Mark och vatten

Under 2014 fick haven ta emot 114 600 ton kväve från mark och människa. Ungefär hälften av detta kommer från naturligt läckage från skog och mark. Jordbruket står för huvuddelen av de mänskliga utsläppen medan punktkällor som reningsverk, avfallsanläggningar, industrier och enskilda avlopp står för drygt 20 880 ton (Jordbruksverket, 2016).

Havs- och vattenmyndigheten (2017) menar att övergödningen är ett stort utbrett problem främst i form av mänskligt utsläpp. Havs- och vattenmyndigheten arbetar

tillsammans med andra berörda myndigheter för att få bukt med utsläppen genom bland annat restriktioner vid utspridning av kväve. De menar att även om restriktioner föreligger sen många år tillbaka kan det ta en lång tid innan den totala förbättringen blir synlig, främst då kväve lagrat i sediment från tidigare utsläpp frisätts kontinuerligt.

### 1.7.2 Luft

Det är i första hand den ammoniak som bildas vid högt pH i lakvattendammen och kan avgå till luften som påverkar miljön genom bland annat övergödning. Detta sker då densiteten på ammoniak är lägre än luft och väl i atmosfären övergår ammoniaken till vätskeform då den innehåller starka vätebindningar. Den följer sedan med nederbörden till marken i form av surt regn (RVF 1995, 21).

Anläggningarna har enbart redovisningsplikt av utsläpp till luft om tröskelvärdet räknat som kg/år överskridits (Avfall Sverige 2012, 126).

## 1.8 Syfte

Denna studie utförs för att jämföra hur de valda anläggningarna skiljer sig åt med sin förmåga att reducera kväve och om anläggningarnas eventuella utsläppsvillkor är kopplade till känsligheten av recipienten av det behandlade lakvattnet. I och med detta skapas underlag för att ge avfallsanläggningar möjlighet att studera vilka metoder och tekniker som är ger önskad effekt och vilka utsläppshalter som är rimliga att nå med givna förutsättningar.

## 1.9 Frågeställning

- Skiljer sig mindre och större deponiers förmåga att rena kväve?
- Hur bestäms utsläppsvillkoren för kväve?
- Har kraven för kväveutsläpp ändrats sedan 2007?

## 1.10 Avgränsning

Studien avgränsas till anläggningar som använder tekniken luftad damm som ett delsteg och till att jämföra ett urval av parametrar som nämns under metoddelen. I denna studie är kväve i fokus vilket innebär att övriga utsläpp inte är med i jämförelsen. Det innebär att resultatet baseras enbart på ammonium- och totalkväve.

Anläggningarna har många gånger andra reningsmetoder som är till för att rena lakvattnet från exempelvis metaller. Denna studie inkluderar enbart de tre biologiska reningsmetoderna luftad damm, översilning samt våtmark.

Generaliseringar har gjorts av lakvattnet på respektive anläggning vilket innebär att källan till lakvattnet inte bedöms utan det som jämförs är det inkommande lakvattnet från deponin och det utgående till recipient.

De anläggningar som har reningsverk och våtmark som mottagare av lakvattnet utreds inte. Detta med anledning att det inte går att jämföra data med hänsyn till recipient.

# 2 Metod

Arbetet med att få fram miljörapporterna har skett genom att välja ”första bästa”, vilket i denna studien inneburit att slumpen avgjort vilka anläggningar som i slutändan studerats. Google användes till detta där sökning har varit ”miljörapport avfallsanläggning”. Därefter har sökträffarna studerats för att se om anläggningarna använder luftad damm som reningssteg. Har anläggningen inte luftad damm som delsteg har den valts bort från jämförelsen. Efter att 10 anläggningar tagits fram valdes följande parametrar att fortsätta arbeta vidare med:

- Behandlad lakvattenvolym
- Kvävehalter i obehandlat lakvatten
- Kvävehalter i behandlat lakvatten
- Behandlingsteknik / Behandlingssteg
- Utsläppsvillkor för kväve (halt och mängd)
- Vilken typ av recipient
- Under vilken period utsläppen sker

Varför just dessa parametrar valts ut är för att de dels är jämförbara ur ett objektivt perspektiv då de finns att tillgå i respektive anläggnings miljörapport, och dels för att de är intressanta parametrar för Gästrike avfallsanläggning.

Denna information kommer att sammanställas för att jämföra kväveutsläppen hos respektive anläggning mot deras faktiska tillstånd som tilldelats via prövotidsbeslut och fastställda beslut.

Tidigare studier av lakvatten och dess egenskaper har tagits fram genom sökningar i dels Primo och dels på Google, där sökorden varit: ”lakvattenhantering, luftad damm”.

I respektive anläggnings miljörapport framkommer det vilken recipient de har, inte dess ekologiska status. För att få fram mer detaljerad information kring recipienten av lakvattnet har Länsstyrelsens tjänst ”VISS” använts.

Informationen har sedan sammanställts i resultatdelen och ligger till grund för vidare diskussion och slutsats.

# 3 Resultat

Inledningsvis i kapitel 3.1 presenteras en sammanställning av anläggningarna och deras förutsättningar inom ramen för detta arbete.

Med detta resultat i kombination med de olika parametrarna från metoddelen kommer det sedan i kapitel 3.2 att presenteras diagram för att visualisera eventuella skillnader och likheter mellan anläggningarna.

## 3.1 Anläggningarna

Med anledning att anläggningarna har verksamheter som skiljer sig åt, så innefattar termen lakvatten inte enbart lakvatten direkt från deponi utan allt lakvatten som genom nederbörd eller andra processer på anläggningen hamnar tillsammans för behandling.

I följande text kommer en övergripande karta att presenteras för att visualisera anläggningarnas placering. Därefter kommer varje anläggning ha en kortare beskrivning med avseende på: allmän information, teknisk beskrivning, villkor för kväveutsläpp samt information kring recipient.

Den allmänna informationen, den tekniska beskrivningen och villkoren för kväveutsläpp är hämtade ur respektive anläggnings miljörapport.

Recipienterna som är vattendrag kan många gånger vara uppdelad för att göra en korrekt klassificering enligt länsstyrelsen (VISS 2016). Därför har det avsnitt närmaste anläggningen valts ut som recipient för att få högst precision i utvärderingen av den ekologiska statusen.

### 3.1.1 Placering

De anläggningar som valts ut representerar Sveriges tre landsdelar, Götaland, Svealand och Norrland. Fördelningen som visas i figur 4 är inte jämn över landet då huvuddelen av anläggningarna ligger i Svealand.

Nedan illustreras en grov placering av anläggningarna:

Figur 4. *Anläggningarnas placering* (Google maps 2016).

### 3.1.2 Gryta

Deponering på anläggningen har skett sedan årsskiftet 2008/2009 och anläggningen är ca 105 ha.

#### *3.1.2.1 Teknisk beskrivning*

Lakvattenbehandlingen sker genom ett luftat utjämningsmagasin samt överföringsledning till reningsverket i Västerås. Hälften av anläggningens lakvatten behandlas via ovanstående teknik medan den andra hälften går direkt till reningsverket utan behandling.

I miljörapporten framkommer det att Gryta vill behandla lakvattnet lokalt istället för att skicka det till reningsverket i Västerås. För att kunna behandla vattnet lokalt planeras åtgärder för att komplettera den luftade dammen med ett nytt biosteg. Innan detta biosteg har byggts klart så kommer lakvattnet fortsättningsvis behandlas på reningsverket.

#### *3.1.2.2 Villkor för kväveutsläpp*

Mark- och miljödomstolen beslutade 2013 att prövotidsvillkor ska gälla fram till 2016 där totalkvävehalten som årsmedelvärde inte får överstiga 75 mg/l. Dessutom gäller det att ammoniumkvävehalten inte får överstiga 40 mg/l som årsmedel till recipienten Svartån under perioden juni – augusti. Dessa utsläppsvillkor gäller endast om Gryta släpper ut sitt lakvatten lokalt till recipient istället för att överföra det till reningsverket.

Grytas prövotidsvillkor är till största del baserad på kvävehalterna i det inkommande lakvattnet. Detta innebär att när prövotiden fastställdes 2013 var halterna för inkommande totalkväve 133 mg/l. Att därför ha prövotidsvillkor på totalkväve om 75 mg/l som innebar en reducering om 56 %, ansåg mark- och miljödomstolen som skäligt.

### 3.1.3 Annelund

Anläggningen togs i drift 1969 och idag finns ingen deponering utan deponimaterial omlastas och körs till Gryta avfallsanläggning. Anläggningen är ca 11 ha.

#### *3.1.3.1 Teknisk beskrivning*

Lakvattenbehandlingen sker via ett luftat utjämningsmagasin samt överföringsledning till reningsverket i Enköping.

#### *3.1.3.2 Villkor för kväveutsläpp*

Inga villkor finns för kväveutsläpp.

### 3.1.4 Hovgården

Anläggningen är ca 57 ha och verksamheten har bedrivits sedan 1971 med b.la deponering.

#### *3.1.4.1 Teknisk beskrivning*

Lakvattenbehandlingen består av ett biosteget med två parallella linjer och varje linje har inledningsvis två bassänger som innehåller bärarmaterial. Bärarmaterialet ger mikroorganismer en plats för tillväxt vilket leder till en minskning av organiskt innehåll och en möjlighet till oxidation av ammoniumkväve till nitratkväve.

Efter biosteget leds vattnet genom en luftad damm innan avrinning till recipienten Funbosjön.

#### *3.1.4.2 Villkor för kväveutsläpp*

Mark- och miljödomstolen beslutade 2012 om slutgiltiga utsläppsvillkor som avser 10 mg/l av ammoniumkväve som ett flödesviktat årsmedelvärde.

#### *3.1.4.3 Recipient*

Funbosjön är en sjö med arean 2 $km^2$ och tillhör Uppsala kommun. Enligt den senaste bedömningen som gjorts under perioden 2010 – 2016 så är sjön klassad som att övergödning och syrefattiga förhållande råder. Den ekologiska statusen på sjön är otillfredsställande men har förutsättningar för att få god ekologisk status till 2027 om rätt styrmedel vidtas. (VISS 2016, Funbosjön)

### 3.1.5 Gärstad

Verksamheten på anläggningen har bedrivits sedan 2008.

#### *3.1.5.1 Teknisk beskrivning*

Lakvattnet behandlas genom två luftade utjämningsmagasin, översilningsyta med slutlig våtmark innan utsläpp till recipienten Stångån. Processen för detta illustreras i figur 5 där processen börjar med det inkommande vattnet från deponin.

Figur 5. *Skiss över lakvattenbehandlingen* (Tekniska Verken i Linköping 2015b). Publicerad med tillstånd från anläggningen.

I den västra dammen sker luftning med hjälp av syresättningsmaskiner. Bärarmaterial har efterinstallerats för att ytterligare stimulera oxidationen av ammoniumkväve. Uppehållstiden i dammarna är bedömt 1 år och styrskärmar har installerats för att upprätthålla erforderlig tid i dammarna.

#### *3.1.5.2 Villkor för kväveutsläpp*

Mark- och miljödomstolen beslutade 2012 om slutliga villkor för kväveutsläpp. Villkoren gäller maximalt 12 ton totalkväve per kalenderår samt 45 mg/l april-december och 55 mg/l januari-mars av ammoniumkväve som månadsmedelvärde

#### *3.1.5.3 Recipient*

Det studerade avsnittet av Stångån är ett 3 km långt vattendrag i Linköpings kommun. Enligt den senaste bedömningen som gjorts under perioden 2010 – 2016 så är sjön klassad som att övergödning och syrefattiga förhållande ej råder. Stångåns ekologiska status är måttlig men har förutsättningar att nå god ekologisk status till 2021 om rätt styrmedel vidtas (VISS 2016, Stångån).

### 3.1.6 Vika

Anläggningen har sedan början på 60-talet tagit emot avfall för deponering. Ytan är ca 30 ha.

#### *3.1.6.1 Teknisk beskrivning*

Lakvattnet behandlas inledningsvis via den luftade dammen. Självfall leder sedan vattnet till en ny damm där luftning fortsätter innan det sista steg som är tre översilningsytor. Slutligen leds vattnet till sjön och recipienten Näsnaren.

#### *3.1.6.2 Villkor för kväveutsläpp*

Beslut från miljöprövningsdelegationen 2006[2] om prövotid utan utsläppsvillkor.

#### *3.1.6.3 Recipient*

Näsnaren är en sjö med arean 7 $km^2$ och tillhör Katrineholms kommun. Enligt den senaste bedömningen som gjorts under perioden 2010 – 2016 så är sjön klassad som att övergödning och syrefattiga förhållande ej råder. Utöver detta så är den ekologiska statusen på sjön god. (VISS 2016, Näsnaren)

### 3.1.7 Kiruna

Anläggningen har tagit emot avfall sedan 2002. Kiruna har enbart utsläpp till recipient mellan april och november.

#### *3.1.7.1 Teknisk beskrivning*

Lakvattnet samlas inledningsvis upp i en utjämningsbassäng innan den genomgår rening via luftad damm innan vattnet leds ut till recipienten tillika myren, Tuolluvuoma.

[2] Vika har fått utsläppsvillkor fastställt 2017 som avser 5 mg/l ammoniumkväve till recipient som ett årsmedelvärde. Detta redovisas dock inte i resultatdelen då år 2015 är jämfört.

#### *3.1.7.2 Utsläppsvillkor kväve*

Mark- och miljödomstolen beslutade 2012 om slutliga villkor för kväveutsläpp som avser 10 mg/l totalkväve som ett årsmedelvärde.

### 3.1.8 Atleverket

Anläggningen togs i drift 1978 och deponiområde är ca 22 ha.

#### *3.1.8.1 Teknisk beskrivning*

Lakvattnet leds till den luftade dammen med efterföljande våtmark innan det når recipienten Täljeån. Ett utjämningsmagasin har tagits i bruk när temperatur och övriga förhållande inte medgett en tillfredställande reningsprocess.

#### *3.1.8.2 Utsläppsvillkor kväve*

Mark- och miljödomstolen beslutade 2007 om slutliga villkor för kväveutsläpp. Utsläppsvillkor för totalkväve om 30 mg/l baserat på årsmedelvärden samt högst 3 750 kg totalkväve per kalenderår. Dessutom gäller utsläppsvillkor för ammoniumkväve om högst 3 mg/l baserat på årsmedelvärden.

#### *3.1.8.3 Recipient*

Det studerade avsnittet av Täljeån är ett 5 km långt vattendrag som tillhör Örebro och Kumlas kommun. Enligt den senaste bedömningen som gjorts under perioden 2010 – 2015 så är sjön klassad som att övergödning och syrefattiga förhållande råder. Täljeåns ekologiska status är måttlig och det finns förutsättningar att nå god ekologisk status 2027 om rätt styrmedel vidtas. (VISS 2016, Täljeån)

### 3.1.9 Forsbacka

Anläggningen togs i drift i mitten av 70-talet och deponiområdet är ca 32 ha.

#### *3.1.9.1 Teknisk beskrivning*

Lakvattnet behandlas genom en luftad damm samt våtmark innan utsläpp till recipienten Tökilsbäcken.

#### *3.1.9.2 Utsläppsvillkor kväve*

Mark- och miljödomstolen beslutade 2015 om provisoriskt utsläppsvillkor som avser 40 mg/l för totalkväve som årsmedelvärde, som gäller under prövotiden tills 2018.

#### *3.1.9.3 Recipient*

Det studerade avsnittet av Tökilsbäcken är ett 3 km långt vattendrag som tillhör Gävle kommun. Enligt den senaste bedömningen som gjorts under perioden 2010 – 2015 så är sjön klassad som att övergödning och syrefattiga förhållande råder. Den ekologiska statusen är bedömd som måttlig och möjlighet att nå god ekologisk status till 2021 finns om rätt styrmedel vidtas. (VISS 2016, Tökilsbäcken)

### 3.1.10 Sänkmossen

Anläggningen togs i drift 1968, hela området är ca 13 ha varav 7 ha deponi.

#### *3.1.10.1 Teknisk beskrivning*

Lakvatten genomgår ett luftat utjämningsmagasin och sedan genom en överföringsledning till reningsverket i Fagersta.

#### *3.1.10.2 Utsläppsvillkor kväve*

Miljöprövningsdelegationen beslutade 2014 att slutgiltiga villkor för utsläppsvillkor skjuts upp fram tills 2018. Under denna period finns inget utsläppsvillkor för kväve.

### 3.1.11 Löt

Anläggningen har varit i drift sedan 1995 och ytan är ca 40 ha.

#### *3.1.11.1 Teknisk beskrivning*

Anläggningens lakvattenbehandling består av luftade dammar, översilningsytor samt våtmark innan utsläpp till recipienten tillika sjön Jälnan. Nya tekniker på anläggningen för rening av lakvatten har satts i bruk men inte hunnits utvärderats under 2015.

#### *3.1.11.2 Utsläppsvillkor kväve*

Miljödomstolen beslutade 2011 om provisoriska utsläppsvillkor som avser att årsmedelhalten baserat på månadsprover inte får överstiga 10 mg/l av ammoniumkväve samt ett utsläpp högre än 1000 kg av totalkväve per kalenderår.

#### *3.1.11.3 Recipient*

Jälnan är en sjö med arean 0,39 $km^2$ och ligger i Norrtälje och Vallentuna kommun. Enligt den senaste bedömningen som gjorts under perioden 2010 – 2015 så är sjön klassad som att övergödning och syrefattiga förhållande råder. Den ekologiska statusen är ej klassad. (VISS 2016, Jälnan)

## 3.2 Jämförelse av kväveutsläpp till recipient

I detta avsnitt jämförs kväveutsläppen till recipient som mg/l och kg/år för både ammoniumkväve och totalkväve. Detta för att få en överblick av de faktiska utsläppen varje anläggning har ställt mot eventuellt utsläppsvillkor under 2015. Anledningen till detta är för att få en överblick hur de fysikaliska egenskaperna, i form av reningsteknik, på respektive anläggning hänger ihop med de utsläppsvillkor som råder.

Staplar etiketterade med uttrycket ”N/A” innebär att antingen saknas värde för den anläggningen eller så finns inget utsläppsvillkor. Huvuddelen av anläggningarna har antingen ett utsläppsvillkor på antingen ammoniumkväve eller på totalkväve.

Utsläppen för anläggningen Gryta överstiger riktvärdena under prövotiden men dessa gäller endast om vattnet släpps ut till recipienten Svartån vilket inte har skett under 2015.

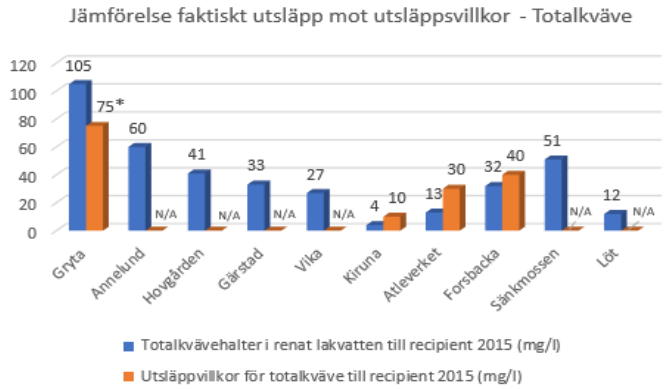
Gryta, Sänkmossen och Annelund har under 2015 transporterat sitt behandlade eller delvis behandlade lakvatten till reningsverk, så de siffror som representeras i diagrammen har behandlats vidare i respektive reningsverk.

Anläggningarna Gryta, Forsbacka, Löt, Sänkmossen och Vika är under prövotid.

Data för samtliga diagram är inhämtade via respektive anläggnings miljörapport och finns tillgänglig i bilagorna. Nedan redovisas resultatet av de jämförelser som har gjorts inom ramen för studien.

### 3.2.1 Totalkväve mg/l

Jämförelsen i figur 6 bygger på värden från utsläppspunkten till recipienten och de faktiska utsläppsvillkoren för totalkväve räknat som mg/l.

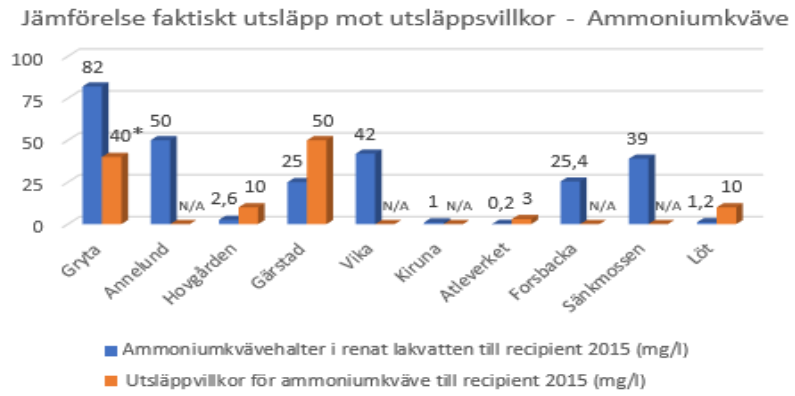



Figur 6. *Jämförelse av det faktiska utsläppet av totalkväve ställt mot utsläppsvillkoret under 2015.*

**Gäller enbart vid utsläpp till recipient Svartån, vilket inte skett under 2015.*

### 3.2.2 Ammoniumkväve mg/l

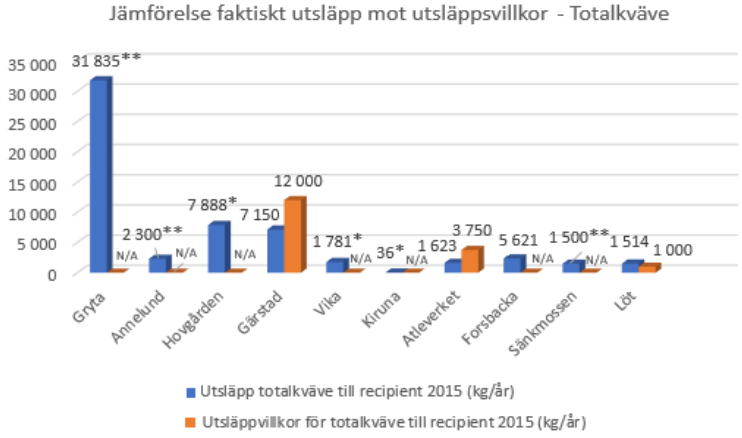
Jämförelsen i figur 7 bygger på värden från utsläppspunkten till recipienten och de faktiska utsläppsvillkoren för ammoniumkväve räknat som mg/l.




Figur 7. *Jämförelse av det faktiska utsläppet av ammoniumkväve ställt mot utsläppsvillkoret under 2015.*
**Gäller enbart vid utsläpp till recipient Svartån, vilket inte skett under 2015.*

### 3.2.3 Totalkväve kg/år

Jämförelsen i figur 8 bygger på värden från utsläppspunkten till recipienten och de faktiska utsläppsvillkoren för totalkväve räknat som kg/år. Anläggningarna med en asterisk saknade detta utsläpp i sin miljörapport. Dessa uträkningar bygger på en beräkning av koncentrationen i lakvattnet, multiplicerat med den behandlad volymen.




Figur 8. *Jämförelse av det faktiska utsläppet av totalkväve ställt mot utsläppsvillkoret under 2015.*

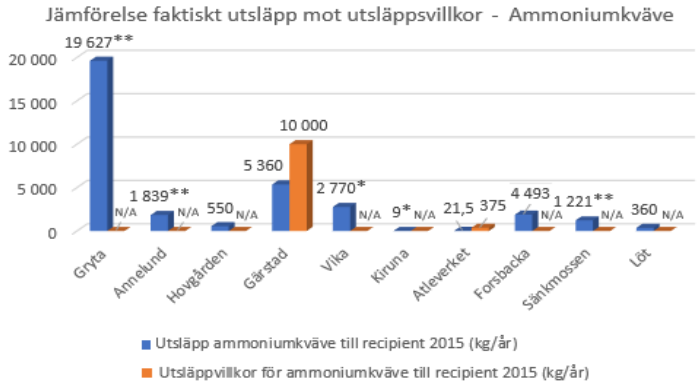
* Egen beräkning, inte via respektive anläggnings miljörapport

**Recipient är reningsverk

### 3.2.4 Ammoniumkväve kg/år

Jämförelsen i figur 9 bygger på värden från utsläppspunkten till recipienten och de faktiska utsläppsvillkoren för ammoniumkväve räknat som kg/år. Anläggningarna med en asterisk saknade detta utsläpp i sin miljörapport. Dessa uträkningar bygger på en beräkning av koncentrationen i lakvattnet, multiplicerat med den behandlad volymen.

Endast två anläggningar har utsläppsvillkor, Gärstad och Atleverket. Gärstad ligger på halva den tillåtna mängden medan Atleverket är långt under den tillåtna mängden.



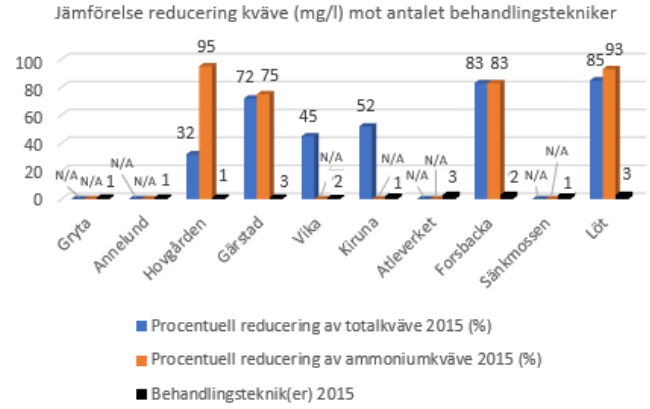

Figur 9. *Jämförelse av det faktiska utsläppet av ammoniumkväve ställt mot utsläppsvillkoret under 2015.*

* Egen beräkning, inte via respektive anläggnings miljörapport

**Recipient är reningsverk

## 3.3 Reducering av kväve

Jämförelsen i figur 10 bygger på värden för hur väl varje anläggning reducerar den inkomna koncentrationen av kväve innan utsläpp till recipient ställt mot antalet behandlingsteknik(er) anläggningen använder sig av.




Figur 10. *Jämförelse av den reducerade mängden kväve ställt mot antalet behandlingstekniker.*

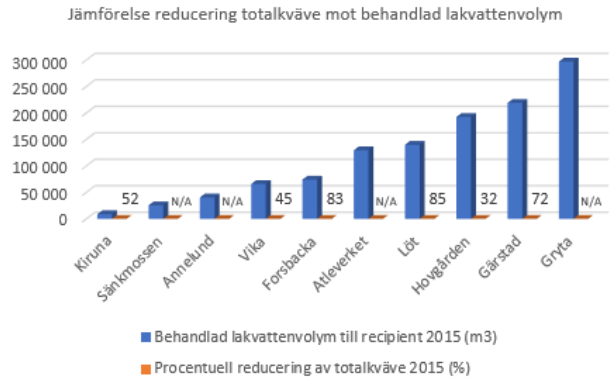
1 = luftad damm, 2 = luftad damm och våtmark, 3 = luftad damm, våtmark samt översilningsyta

Kvävehalter är räknat som inkommande koncentration av totalkväve och ammoniumkväve för behandling, ställt mot utgående koncentration av totalkväve och ammoniumkväve till recipienten. Alla halter är räknade som reducering i mg/l.

Hälften av anläggningarna har ett reningssteg medan den andra hälften har två eller tre reningssteg.

### 3.3.1 Reducering av totalkväve mot mängden behandlat lakvatten

I figur 11 har anläggningarnas reducering av totalkväve ställts mot den behandlade lakvattenvolymen.



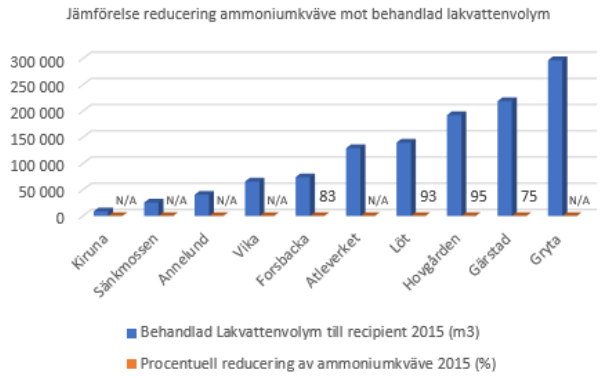

Figur 11. *Jämförelse reducering av totalkväve mot mängden behandlat lakvatten.*

Figur 11 har sedan skalats ned genom att ta bort de anläggningar som saknar värde och ger då följande samband enligt figur 12:

Figur 12. *Sambandet mellan reducering av totalkväve och behandlad lakvattenvolym till recipient.*

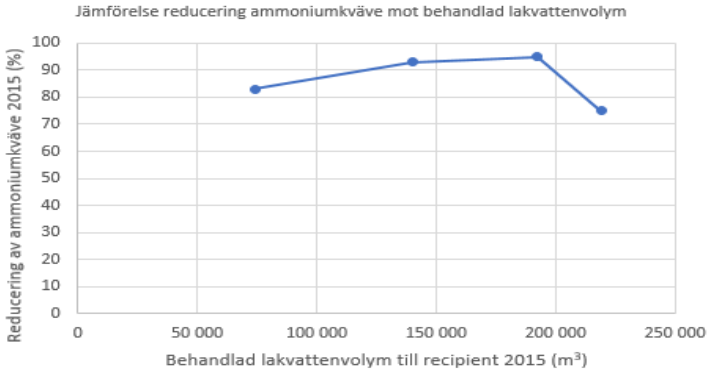
### 3.3.2 Reducering av ammoniumkväve mot mängden behandlat lakvatten

I figur 13 har anläggningarnas reducering av ammoniumkväve ställts mot den behandlade lakvattenvolymen.




Figur 13. *Jämförelse reduceringen av ammoniumkväve mot mängden behandlat lakvatten.*

Figur 13 har sedan skalats ned genom att ta bort de anläggningar som saknar värde och ger då följande samband enligt figur 14:




Figur 14. *Jämförelse reducering av ammoniumkväve mot mängden behandlat lakvatten*

# 4 Diskussion

Sambandet i figur 12 indikerar att den högsta potentialen att reducera totalkvävekoncentrationen i lakvatten uppkommer i spannet mellan 74 000 – 140 000 $m^3$. Sambandet som uppkommer genom figur 14 indikerar att reduceringsförmågan av ammoniumkväve i lakvattnet ökar i takt med att den behandlade volymen lakvatten ökar. Den når den högsta potentialen för reducering runt 190 000 $m^3$ behandlad volym lakvatten för att därefter avta. Sammantaget indikerar resultaten på att varje anläggning är styrd till respektive utsläppsvillkor och anpassar sedan sina reningsmetoder efter dessa. I sin tur innebär det att utsläppsvillkor och fysikaliska egenskaper går hand i hand men det är utsläppsvillkoren som bestämmer de fysikaliska egenskaper för respektive anläggning.

Eventuella utsläppsvillkor som anläggningarna är belagda med har jämförts mot respektive recipient. Recipienten är definierad genom storlek och vilken ekologisk status den har. Den gemensamma nämnaren verkar vara att storleken, ekologisk status och utsläppsvillkor inte har något direkt samband. Detta gör det svårt att få ett grepp om hur utsläppsvillkoren beslutas. Däremot så verkar Grytas provisoriska utsläppsvillkor vara till stor del baserad på reduceringen mellan obehandlat och behandlat lakvatten. Jämför man prövotidsvillkoret som Gryta fått med Forsbacka och Löt som också fått prövotidsvillkor, så framkommer det att dessa anläggningar har reduceringar av både ammoniumkväve och totalkväve med över 80 % för respektive anläggning. Det bör innebära att flera faktorer än enbart reduceringen spelar in på hur beslutet tas för respektive anläggnings utsläppsvillkor.

I tabell 2 finns spannet för fastslagna utsläppshalter från 2007. För utsläpp av totalkväve så har två anläggningar fått sina slutgiltiga utsläppsvillkor. Det är anläggningarna Atleverket och Kiruna. Utsläppsvillkoren för Atleverket fastställdes 2007 medan utsläppsvillkoret för Kiruna fastställdes 2012. Båda anläggningarna ligger inom spannet för utsläppsvillkoret totalkväve som redovisas i tabell 2. De anläggningar som är under prövotid har inte tagits med i jämförelsen då dessa kan ändras fram till att slutliga utsläppsvillkor bestäms.

Sett till ammoniumkväve så har tre anläggningar fått sitt slutgiltiga utsläppsvillkor; Hovgården, Gärstad och Atleverket. Enbart Atleverket ligger inom spannet i tabell 2. Utsläppsvillkoren för Atleverket beslutades 2007 medan utsläppsvillkoren för Hovgården och Gärstad beslutades 2012. Om man räknar med att ett nytt utsläppsvillkor fastslogs 2017 för anläggningen Vika, så finns det två anläggningar som ligger inom spannet i tabell 2. Detta innebär att under 2007 så låg ammoniumkvävet inom spannet och likadant under 2017. Under 2012 så beslutades högre utsläppsvillkor för anläggningarna Hovgården och Gärstad. Detta indikerar på att under perioden 2007 – 2017 så har det skett en lättnad i utsläppsvillkoren för att sedan åter stramas åt under

2017 och återgå till motsvarande utsläppsvillkor som fanns under 2007. Även här så har de anläggningar som är under prövotid har inte tagits med i jämförelsen då dessa kan ändras fram till att slutliga utsläppsvillkor bestäms.

Utsläppen av både ammoniumkväve och totalkväve räknat som kg/år är i stora drag en omräkning i mg/l av koncentrationen av de båda kvävetyperna i det utgående lakvattnet till recipient. Det är dock svårt att göra någon jämförelse mot hur stor del av de årliga nationella kväveutsläppen de jämförda anläggningarna står för. Det största problemet är att anläggningen som har det största utsläppet av både ammoniumkväve och totalkväve leder det vidare till ett reningsverk. Detta gör det svårt att räkna ut den totala påverkan från utsläppen då lakvattnet renas ytterligare i reningsverket innan utsläpp till recipient.

Värt att notera är att det inte finns några redovisade utsläppsvillkor till luft. Dessa utsläpp redovisas enbart om anläggningen släpper ut mer föroreningar än tröskelvärdet tillåter. Detta gör det svårt att utläsa hur utsläpp till luft påverkar miljön.

Gärstad och Hovgården skiljer sig markant vid rening av totalkväve trots liknande volym behandlat lakvatten. En anledning till detta kan vara skillnaden mellan antalet behandlingssteg där Hovgården har ett reningssteg medan Gärstad har tre. Det finns dock ingen tydlig koppling till hur de olika reningsstegen skiljer sig åt i frågan om reducering av kväve. Anledning till detta är att de studerade anläggningarna enbart mäter inkommande och utgående lakvatten och har inga mätningar mellan varje reningssteg.

Anläggningarna Gryta, Annelund och Sänkmossen har varit svåra att jämföra då de saknar ingångsvärden på deras obehandlade lakvatten. Detta medför att ett flertal parametrar inte kan jämföras. En av de viktigaste parametrarna är koncentrationen av kväve i det utgående lakvattnet. Dessutom är deras mottagare av lakvatten reningsverk vilket innebär att det inte är möjligt att göra någon koppling till recipienten.

Kiruna är den enda av de studerade anläggningarna som inte har kontinuerligt utsläpp av lakvatten utan har utsläpp mellan april och november. Detta i kombination med att både Gryta och Gärstad har säsongsbaserade utsläppsvillkor och att Atleverket och Gärstad har ett utjämningsmagasin för att invänta bättre temperaturförhållanden, indikerar att temperaturen spelar in på hur väl anläggningarna kan behandla lakvattnet.

Samtliga data är tagna från 2015 vilket innebär en viss osäkerhet kring resultaten. Det har framkommit att temperaturen kan påverka reningsprocesserna och medeltemperaturen kan skilja från år till år vilket gör att studien bör sträcka sig över en längre period för att få mer tillförlitliga data i form av medelvärden.

# 5 Slutsats

Detta underlag tyder på att deponier i storleksordningen 74 000 – 140 000 $m^3$ behandlad volym lakvatten har den högsta reducering gällande totalkvävekoncentrationer. För ammoniumkväve är trenden att reducering ökar i takt med behandlad volym och har den högsta potentiella reduceringen vid 190 000 $m^3$ behandlad volym lakvatten för att därefter avta. Detta innebär att de anläggningarna med dessa volymer också har de lägsta utsläppsvillkoren. Med denna bakgrund kan man då dra slutsatsen att varje anläggning har en individuell bedömning av utsläppsvillkoren som till stor del beror på regleringar och myndighetsbeslut snarare än de fysikaliska egenskaperna.

Av studien går det inte att utläsa hur utsläppsvillkoren bestäms. Det verkar dock inte finnas någon generell bedömning beroende på exempelvis hur stor behandlad volym lakvatten varje anläggning har eller de inkommande koncentrationerna av kväve i lakvattnet. Detta leder till slutsatsen att varje anläggning har en individuell bedömning beroende på flertalet parametrar. Vilken kombination av parametrar som bedöms eller väger tyngst är dock oklart.

För utsläppsvillkor av totalkväve så är två anläggningar jämförbara då de fått slutgiltiga utsläppsvillkor. Dessa två anläggningarna ligger inom samma spann som utsläppsvillkoren från tabell 2 vilket tyder på att utsläppsvillkoren inte ändrats under den studerade perioden.

För utsläppsvillkor av ammoniumkväve så är fyra anläggningar jämförbara då de fått slutgiltiga utsläppsvillkor. Av detta går det att utläsa att de två anläggningar som fått beslut 2012 har högre utsläppsvillkor än de utsläppsvillkor som fastställdes 2007 och 2017. Detta tyder på att utsläppsvillkoren för ammoniumkväve blivit högre under perioden 2007 – 2017 för att sedan minska under 2017.

## 5.1 Förslag till fortsatta studier

Behov finns avseende fördjupade studier i en eller flera anläggningar. Där man under flera år studerar anläggningen för att få mer tillförlitliga data. Detta skulle ge ett medelvärde över flera år istället för ett år, vilket ger mer tillförlitliga data och felmarginalerna minskar. Temperaturen skulle som exempel ha en mindre påverkan.

Behov finns även att mer i detalj studera anläggningarnas utsläppsvillkor. Detta genom att ta del av domar och beslut för att jämföra och se den sammantagna bedömningen av de slutgiltiga utsläppsvillkoren. Detta skulle kunna medföra att man får kännedom om vilka parametrar som spelar in och eventuellt vilken parameter som väger tyngst vid bedömningen.

## Referenser


Avfall Sverige (2003a). *Rening av lakvatten i markbaserade växtsystem.* Rapport 2003:01. Malmö: Avfall Sverige
http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Utveckling/Rapporter%202003/U2003-01.pdf

Avfall Sverige (2003b). *Avdrivning av ammoniak vid luftning av lakvatten i luftade dammar.* Rapport 2003:06. Malmö: Avfall Sverige
http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Utveckling/U2003-06.pdf

Avfall Sveriges (2012). *Reviderad handbok för deponering som en del av modern avfallshantering.* Rapport D2012:02 - Deponihandbok. Malmö: Avfall Sverige
http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Deponering/D2012-02.pdf

Flodin, J. (2015). *Rening av lakvatten från nedlagda kommunala deponier - Med St. Hans i Lund som fallstudie.* Miljö- och Energisystem Institutionen för Teknik och samhälle Lunds Tekniska Högskola. Lund: Studentlitteratur
http://www.melica.se/pdf/Examensarbete_Jonatan_Flodin_slutversion.pdf

Havs- och vattenmyndigheten (2017) *Övergödning.* (Hemsida). Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten
https://www.havochvatten.se/hav/fiske--fritid/miljopaverkan/overgodning.html
Hämtad: 2017-05-12

Jordbruksverket (2016). *Jordbruket och övergödningen.* (Hemsida). Jönköping: Jordbruksverket
http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/miljoklimat/ingenovergodning/jordbruketochovergodningen.4.4b00b7db11efe58e66b80001608.html
Hämtad: 2017-04-25

Naturvårdsverket (2008). *Lakvatten från deponier.* Fakta 2008:8306. Stockholm: Naturvårdsverket
https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-8306-9.pdf?pid=3993

Naturvårdsverket (2016). *Om deponering av avfall*. (Hemsida). Stockholm: Naturvårdsverket
http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Avfall/Om-deponering-av-avfall/
Hämtad: 2017-04-20

Naturvårdsverket (2017). *Deponier.* (Hemsida). Stockholm: Naturvårdsverket
http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Mark/Deponier/
Hämtad: 2017-04-22

Ruist, E. (2008). *Fosfor- och kvävefraktioner i miljöövervakningen – En studie av bohuslänska vattendrag.* Rapport 2008:86. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, vattenvårdsenheten.
http://www.lansstyrelsen.se/vastragotaland/SiteCollectionDocuments/sv/publikationer/2008/2008_86.pdf

RVF (1995). *Miljökonsekvenser av kväveoxid-, ammoniak och lustgasutsläpp.* Rapport 1995:1. Stockholm: RVF
http://www.svenskfjarrvarme.se/Rapporter--Dokument/Rapporter_och_Dokument/Ovriga-rapporter/Miljo/Miljokonsekvenser-av-kvaveoxid-ammoniak-och-lustgasutslapp-RVF-19951/

Svanberg, E. (2013). *Lakvattenhantering och kväverening vid Östby deponi*. Karlstads universitet, Fakulteten för teknik- och naturvetenskap, Avdelningen för energi-, miljö- och byggteknik. Karlstads: Studentlitteratur
http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:611649/FULLTEXT01

VISS (2016). *Jälnan.* Vattenförekomst: NW661936-164377. Länsstyrelsen Stockholm: VISS
Hämtad: 2017-05-10

VISS (2016). *Funbosjön.* Vattenförekomst: SE663958-161511. Länsstyrelsen Uppsala: VISS
Hämtad: 2017-05-10

VISS (2016). *Stångån.* Vattenförekomst: SE647875-148937. Länsstyrelsen Östergötland: VISS
Hämtad: 2017-05-10

VISS (2016). *Näsnaren.* Vattenförekomst: SE652439-153389. Länsstyrelsen Södermanland: VISS
Hämtad: 2017-05-10

VISS (2016). *Täljeån.* Vattenförekomst: SE656251-146293. Länsstyrelsen Örebro: VISS
Hämtad: 2017-05-10

VISS (2016). *Tökilsbäcken.* Vattenförekomst: SE672604-156000. Länsstyrelsen Gävleborg: VISS
Hämtad: 2017-05-10

Wärjerstam, M. (2009). *Lakvattenrening i luftad damm - Förslag till förbättrad kväverening*. Lunds Universitet, Institutionen för Kemiteknik, Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik. Lund: Studentlitteratur
http://www.chemeng.lth.se/exjobbR/E531.pdf

**Miljörapporter**

Gästrike avfallshantering (2015). *Miljörapport för Forsbacka avfallsanläggning 2015.* Forsbacka: Gästrike avfallshantering

Kiruna Kraft (2015). *Miljörapport för Kiruna avfallsanläggning 2015.* Kiruna: Kiruna Kraft

Sörab (2015). *Miljörapport för Löt avfallsanläggning 2015.* Vallentuna: Sörab

Tekniska Nämnden (2015). *Miljörapport för Atleverket 2015.* Örebro: Tekniska nämnden

Tekniska Verken i Linköping (2015a). *Miljörapport för Vika deponi 2015.* Katrineholm: Tekniska Verken i Linköping

Tekniska Verken i Linköping (2015b). *Miljörapport för Gärstad avfallsanläggning 2015.* Linköping: Tekniska Verken i Linköping

Uppsala Vatten (2015). *Miljörapport för Hovgårdens avfallsanläggning 2015*. Uppsala: Uppsala Vatten

Vafab Miljö (2015a). *Miljörapport för Annelunds avfallsstation 2015.* Enköping: Vafab Miljö

Vafab Miljö (2015b). *Miljörapport för Gryta avfallsanläggning 2015.* Västerås: Vafab Miljö

Vafab Miljö (2015c). *Miljörapport för Sänkmossens avfallsanläggning.* Fagersta: Vafab Miljö

**Illustrationer**

Figur 1
Ruist, E. (2008). *Fosfor- och kvävefraktioner i miljöövervakningen – En studie av bohuslänska vattendrag.* Rapport 2008:86. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, vattenvårdsenheten.
http://www.lansstyrelsen.se/vastragotaland/SiteCollectionDocuments/sv/publikationer/2008/2008_86.pdf

Figur 2-3
Järven Ecotech (2016). *Turbinluftare*. Örnsköldsvik: Järven Ecotech

Figur 4
Google (2016). *Google maps*. Kalifornien, USA: Google maps
https://www.google.se/maps

Figur 5
Tekniska Verken i Linköping (2015). *Miljörapport för Gärstad avfallsanläggning 2015.* Linköping: Tekniska Verken i Linköping

Figur 6-14
Egengjorda diagram baserat på data från respektive anläggnings miljörapport.

Tabell 1
Avfall Sveriges (2012). *Reviderad handbok för deponering som en del av modern avfallshantering.* Rapport D2012:02 - Deponihandbok. Malmö: Avfall Sverige
http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Deponering/D2012-02.pdf

Tabell 2
Naturvårdsverket (2008). *Lakvatten från deponier.* Fakta 2008:8306. Stockholm: Naturvårdsverket
https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-8306-9.pdf?pid=3993

## Bilaga 1 – Sammanställning av recipient/mottagare och villkorsbestämmelser

*Information kring recipient/mottagare och villkorsbestämmelser.*

| Anläggning | Recipient/ Mottagare | Beslutsdatum | Prövotid | Övergödning och syrebrist recipient | Ekologisk status recipient | Utsläppsvillkor ammoniumkväve mg/l | Utsläppsvillkor totalkväve mg/l |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Gryta** | Reningsverk* | 2013 | Ja | - | - | 40 (juni-augusti) | 75 |
| **Annelund** | Reningsverk | - | Nej | - | - | - | - |
| **Hovgården** | Sjö | 2012 | Nej | Ja | Otillfreds-ställande | 10 | - |
| **Gärstad** | Vattendrag | 2012 | Nej | Nej | Måttlig | 45 (april-dec)<br>55 (jan-mars) | - |
| **Vika** | Sjö | 2006 | Ja | Nej | God | - | - |
| **Kiruna** | Våtmark | 2012 | Nej | - | - | - | 10 |
| **Atleverket** | Vattendrag | 2007 | Nej | Ja | Måttlig | 3 | 30 |
| **Forsbacka** | Vattendrag | 2011 | Ja | Ja | Måttlig | - | 40 |
| **Sänkmossen** | Reningsverk | 2014 | Ja | - | - | - | - |
| **Löt** | Sjö | 2011 | Ja | Ja | - | 10 | - |

*Beslutet avser utsläpp till recipienten Svartån

## Bilaga 2 – Sammanställning behandlingsteknik(er) och behandlad volym

*Respektive anläggnings tillvägagångssätt för rening av kväve i lakvatten under 2015.*

| Anläggning | Behandlad volym ($m^3$) | Luftad damm | Våtmark | Översilning |
|---|---|---|---|---|
| **Gryta** | 297 069 | X | | |
| **Annelund** | 40 500 | X | | |
| **Hovgården** | 192 400 | X | | |
| **Gärstad** | 219 000 | X | X | X |
| **Vika** | 65 956 | X | | X |
| **Kiruna** | 9 025 | X | | |
| **Atleverket** | 129 545 | X | X | X |
| **Forsbacka** | 74 000 | X | X | |
| **Sänkmossen** | 25 700 | X | | |
| **Löt** | 140 000 | X | X | X |

## Bilaga 3 – Faktiska kväveutsläpp (mg/l) till recipient

*Respektive anläggnings faktiska kväveutsläpp under 2015.*

| Anläggning | Totalkväve (mg/l) | Totalkväve (kg/år) | Ammoniumkväve (mg/l) | Ammoniumkväve (kg/år) |
|---|---|---|---|---|
| **Gryta** | 105 | 31 835 | 82 | 19 627 |
| **Annelund** | 60 | 2 300 | 50 | 1 839 |
| **Hovgården** | 41 | 7 888 | 2,6 | 550 |
| **Gärstad** | 33 | 7 150 | 25 | 5 360 |
| **Vika** | 27 | 1 781 | 42 | 2 770 |
| **Kiruna** | 4 | 36 | 1 | 9 |
| **Atleverket** | 13 | 1 623 | 0,2 | 21,5 |
| **Forsbacka** | 32 | 2 368 | 25,4 | 1 880 |
| **Sänkmossen** | 51 | 1 500 | 39 | 1 221 |
| **Löt** | 12 | 1 514 | 1,2 | 360 |

## Bilaga 4 – Ingångsvärden för kvävekoncentration i lakvatten från deponi

*Respektive anläggnings kvävekoncentration i inkommande lakvatten under 2015.*

| Anläggning | Totalkväve (mg/l) | Ammoniumkväve (mg/l) |
|---|---|---|
| **Gryta** | - | - |
| **Annelund** | - | - |
| **Hovgården** | 60 | 57 |
| **Gärstad** | 120 | 99 |
| **Vika** | 48 | - |
| **Kiruna** | 8,3 | - |
| **Atleverket** | - | - |
| **Forsbacka** | 189 | 148 |
| **Sänkmossen** | - | - |
| **Löt** | 81 | 81 |

**Bilaga 5 – Ordlista**

Ekologisk status – Bedömning av kvaliteten på förekomsten av växt- och djurarter

Metanogen – Mikroorganismer som producerar metan

Karboxylgrupper – Svaga syror som spelar en viktig roll i levande organismer

Hydroxylgrupper – Funktionell grupp i alkoholer

Fenoler – Kolföreningar

Humus – Organiskt material som delvis brutits ned

Aerob – Process som sker med syre

Anaerob – Process som sker utan syre

Biochemical Oxygen Demand (BOD) – Mått på hur mycket biologiskt nedbrytbar substans som finns i vatten

Chemical Oxygen Demand (COD) – Mått på den mängd syre som förbrukas vid fullständig kemisk nedbrytning (totaloxidation) av organiska ämnen i vatten