



**LUNDS**  
UNIVERSITET

---

*Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik  
Institutionen för Kemiteknik*

## Lakvattenrening i luftad damm- Förslag till förbättrad kväverening

Gärstad avfallsanläggning, Linköping.



**Examensarbete av**

*Mia Wärjerstam*

---

**Mars 2009**



**.Lakvattenrening i luftad damm- Förslag till förbättrad  
kväverening**  
Gärstad avfallsanläggning, Linköping.

**Enhancement of ammonium reduction in an aerated  
pond for treatment of leachate.**

Gärstad waste treatment facility, Linköping, Sweden

Examensarbete nummer: 2009-03 av

*Mia Wärjerstam*

**Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik**  
Institutionen för Kemiteknik  
Lunds Universitet

Mars 2009

Handledare: Miljö- och utvecklingsingenjör Magnus Hammar,  
Docent Karin Tonderski, Linköpings Universitet

Examinator: Professor Jes la Cour Jansen, Lunds Tekniska Högskola

---

1

Bild på framsidan:

1. Den västra lakvattendammen med Gärstadverkets kraftvärmeverk panna 4 i bakgrunden. Foto: Mia Wärjerstam

---

**Postal address:**  
P.O Box 124  
SE-221 00 Lund.  
Sweden,

**Visiting address:**  
Getingevägen 60

**Telephone:**  
+46 46-222 82 85  
+46 46-222 00 00

**Telefax:**  
+46 46-222 45 26

**Web address:**  
[www.vateknik.lth.se](http://www.vateknik.lth.se)



## Abstract

A series of lab scale experiments were conducted to study ways of improving the nitrification in a pond for treatment of landfill leachate at Gärstad waste treatment facility in Linköping, Sweden. Three different parameters were investigated, addition of carrier material, phosphorus addition and the temperature dependency. At Gärstad, leachate is treated in an equalisation pond with an overland flow area, an aerated pond and a wetland. Initially, water quality analyses in the pond system indicated phosphate limitation in the process. Hence, experiments with and without P addition were performed in batch reactors during 4 hours incubation. Two different external phosphorous sources were used, P-mag ( $\text{PO}_4^{3-}$  and Mg) and potassiumdihydrogenphosphate ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ). For carrier material, small free floating polyethylene elements (K3) with a density slightly under  $1\text{g/cm}^3$  were used. The K3 carriers have an inner active surface of  $500\text{ m}^2/\text{m}^3$  at 100 % filling, where biomass can grow and attach as biofilm. Also, experiments were conducted at  $5\text{ }^\circ\text{C}$  and  $15\text{ }^\circ\text{C}$  to investigate the possible temperature dependency of the nitrification process. Oxygen, pH and temperature were controlled throughout the experiments.

The maximum nitrification rate achieved was  $0.88\text{ g/m}^2\text{d}$  at  $18\text{ }^\circ\text{C}$ , and a small positive effect of P addition was observed. The results were inconclusive when P-mag and  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  were compared. No significant difference was shown on the nitrification rate when phosphorus was added during storage time compare to no addition during storage, giving the conclusions that 1.5 weeks were too short time to give effect on phosphorus limitation. Insignificant nitrification was noticed when no carrier material was added and when the leachate had a temperature of  $5\text{ }^\circ\text{C}$ . The temperature coefficient was estimated at  $0.09\text{ }^\circ\text{C}$ . This is higher than literatures, which indicate that the nitrification community was quite sensitive to temperature changes. This could be due to the treatment of the carrier during the period of storage. pH was stable during the experiments but a theoretical calculation showed that a total oxidation of ammonium would affect the alkalinity to a point where alkalinity might have to be added. Calculations with the nitrification rate of  $0.744\text{ g/m}^2\text{d}$  and with a goal of  $10\text{ mgNH}_4\text{-N/l}$  in the effluent resulted in a total reactor volume of approximately  $200\text{ m}^3$  with carrier material to 29 % of the total volume. To use carries in net cages with a cubic shape mounted on a bottom aerator could be a way of implement the biofilm technique into the aerated pond.

**Keywords:** *Aerated pond, Ammonium reduction, Carrier material, Landfill leachate, Phosphorus limitation.*



## Sammanfattning

Då kväveföreningar i lakvatten från avfallsanläggningar kan leda till övergödning och toxicitet i nedströms vattendrag är ett hållbart reningssystem nödvändigt. På Gärstad Avfallsanläggning i Linköping, Sverige, har biologisk lakvattenrening valts för att med naturliga nedbrytningsprocesser säkerställa en god vattenstatus i recipienten. Reningssystemet består av två dammar med en sammanlagd uppehållstid på ca.1 år och därefter en våtmark. Tekniska Verken i Linköping AB (publ.) äger och driver Gärstad Avfallsanläggning. Enligt en dom från Miljödomstolen 2008 ska företaget senaste år 2011 ha utrett möjligheterna att förbättra kvävereduktionen och föreslå utsläppsvillkor för lakvattnet.

Syftet med detta examensarbete var att utreda möjligheterna att förbättra den nitrifikation som förekommer i dammarna idag, samt att ge förslag på åtgärder för att öka nitrifikationen i den luftade dammen. Arbetet inleddes med en litteraturstudie, och rapporten innehåller en sammanfattning av kvävereningens biokemi och en genomgång av förekommande kvävereningssytemeter. Vid laboratorieförsök undersöktes olika begränsande parametrars påverkan på nitrifikationshastigheten. Försöken genomfördes i replikerade satsreaktorer som blandades om och syresattes med en kompressor och perforerade slangar i botten. Lakvattnets pH, temperatur och syrehalt mättes under försöken, som fick fortgå under 4 timmar vid varje försök. Tre parametrar undersöktes i de experimentella försöken: tillsats av bärarmaterial, fosfat-P tillsats och temperaturpåverkan. För att undersöka om en ökad yta för tillväxt av nitrifikationsbakterier kan öka nitrifikationshastigheten användes bärare (K3 från AnoxKaldnes) av polymermaterial. Dessa har en inre aktiv ytareal på 500 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> för biomassa att tillväxa och bilda biofilm på. Efter initial provtagning och analys av lakvattnet i den luftade dammen konstaterades brist på fosfat-P. Genom experimentella försök undersöktes om en extern tillsats av fosfat-P kan öka nitrifikationshastigheten. Då nitrifikation är temperaturkänslig leder detta till en sänkning av nitrifikationshastigheten under vinterhalvåret, vilket också undersöktes experimentellt för att fastställa hur stor effekt en uppvärmning av dammen skulle kunna få.

Medelreduktionen för ammonium i de två lakvattendammarna på Gärstad avfallsanläggning var 48 %. Den totala reduktionen av ammonium var 56 % vilket betyder att våtmarken stod för 8 % av ammonium minskningen. Värdena är baserade på medelvärden för in och utgående vatten för ett teoretiskt vattenpaket med uppehållstiden 1 år med invärden från år 2006 och utvärden från år 2007.

Den maximala nitrifikationshastigheten som erhöles genom experimenten var 0,88 gNH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup> (bäreryta) och dygn. Nitrifikationshastigheten ökade då fosfor tillsattes. Effekten av de olika fosforlösningarna KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> och växtnäringssämnet P-mag, storlek var inte entydiga. Nitrifikationen var försumbar vid försöket då inga bärare tillsattes och vid försöket då temperaturen var 5 °C. Då bärarna behandlades med tillsats av fosfor i form av P-mag under förvaringen var nitrifikationshastigheten lika hög jämfört med bärare som ej behandlats med tillsats av fosfor under förvaringen. Ingen pH sänkning noterades under försöken, men en teoretisk beräkning på åtgången av alkalinitet visade att ett tillskott av alkalinitet kan vara behövligt om en oxidering av allt ammonium eftersträvas. Vid ett dimensionerande av en biofilmsreaktor vid Gärstad, skulle en total reaktorvolym på 200 m<sup>3</sup> behövas, med en fyllnadsgrad av 29 % bärare. Detta är framräknat vid en halt på 10 mgNH<sub>4</sub>-N/ l i utgående vatten och nitrifikationshastigheten 0,744 gNH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>d. Att använda sig av burar med bärarmaterial i, med bottenluftare under, skulle kunna vara ett sätt att implementering biofilmsteknik med bärarmaterial i den luftade dammen.





## Förord

Detta examensarbete utgör den slutliga delen av min civilingenjörsutbildning i kemiteknik på Lunds Tekniska Högskola. Det har genomförts på Tekniska Verket i Linköping AB (publ). Då detta arbete inte varit möjligt att slutföra utan hjälp skulle jag därför vilja tacka:

Magnus Hammar och Karin Tonderski, för handledning och hjälp med alla praktiska problem som uppkommit under arbetets gång.

Jes la Cour Jansen, min examiner, för alla tips och bra kommentarer samt för vägledning.

Magnus Hammarskär på Tekniska verkens verkstad, för hjälp med tekniska lösningar och inköp till försöksupställningen.

Personalen på laboratoriet på Tekniska Verken som har hjälpt mig med analyser samt utrustning och lokal för de experimentella försöken.

Magnus Christensson på AnoxKaldnes som förtydligat definitioner runt bärarmaterial och beräkningar.

Jesper Olsson, processingenjör på Hovgården, för studiebesök på Hovgården i Uppsala och för vänligheten att skänka bärare med påväxt av biofilm till mina försök.

Joakim Hallqvist för hjälp med datasupport och bildhantering.



## Ordlista

|                             |                                                                                                                |
|-----------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Aerob                       | Förhållande som innebär tillgång till syre.                                                                    |
| Alkalinitet                 | Ett mått på vattnets buffertförmåga.                                                                           |
| Anaerob                     | Syrefria förhållanden.                                                                                         |
| BOD                         | Biochemical Oxygen Demand. En analys som mäter den biokemisk syreförbrukning                                   |
| COD                         | Chemical Oxygen Demand. En analys som mäter den kemisk syreförbrukning                                         |
| Dekantering                 | En metod att avskilja blandbara vätskor med varandra eller en vätska och en fällning.                          |
| Kelat                       | En kemiskt stabil förening där en metalljon är bunden till minst en molekyl så att det bildas en ringstruktur. |
| MBBR                        | Moving Bed Biofilm Reactor. En biofilmsreaktor med bärarmaterial.                                              |
| $\text{NH}_4^+\text{-N}$    | Kväve i formen ammonium. Beskrivs i texten som $\text{NH}_4\text{-N}$ eller ammonium-N                         |
| $\text{NO}_2^-\text{-N}$    | Kväve i formen nitrit. Beskrivs i texten som $\text{NO}_2\text{-N}$ eller nitrit-N                             |
| $\text{NO}_3^-\text{-N}$    | Kväve i formen nitrat. Beskrivs i texten som $\text{NO}_3\text{-N}$ eller nitrat-N                             |
| $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ | Fosfor i formen fosfat. Beskrivs i texten som fosfat-P                                                         |
| TVAB                        | Tekniska Verken i Linköping AB                                                                                 |



# Innehållsförteckning

|                                                                         |           |
|-------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>1 INLEDNING .....</b>                                                | <b>1</b>  |
| 1.1 SYFTE .....                                                         | 1         |
| 1.2 METOD .....                                                         | 2         |
| 1.3 AVGRÄNSNINGAR .....                                                 | 2         |
| 1.4 RAPPORTENS DISPOSITION .....                                        | 2         |
| <b>2 DEFINITION AV LAKVATTEN OCH DESS FÖRORENINGAR .....</b>            | <b>3</b>  |
| 2.1 FAKTORER SOM PÅVERKAR LAKVATTNETS SAMMANSÄTTNING .....              | 3         |
| <b>2.1.1 Nedbrytningsfaser.....</b>                                     | <b>3</b>  |
| <b>2.1.2 Påverkande faktorer .....</b>                                  | <b>3</b>  |
| <b>2.1.3 Typ av avfall .....</b>                                        | <b>4</b>  |
| 2.2 KVÄVETS KRETSLOPP .....                                             | 5         |
| <b>2.2.1 Kvävet miljö- och hälsopåverkan .....</b>                      | <b>6</b>  |
| <b>3 KVÄVEREDUCERINGSPROCESSER .....</b>                                | <b>9</b>  |
| 3.1 NITRIFIKATION .....                                                 | 9         |
| <b>3.1.1 Faktorer som påverkar nitrifikationen .....</b>                | <b>10</b> |
| 3.2 DENITRIFIKATION .....                                               | 13        |
| <b>4 RENINGSMETODER .....</b>                                           | <b>15</b> |
| 4.1 KEMIKALISKA OCH FYSIKALISKA RENINGSMETODER.....                     | 15        |
| 4.2 BIOLOGISKA RENINGSPROCESSER .....                                   | 18        |
| <b>4.2.1 Bevattningsmetoder .....</b>                                   | <b>18</b> |
| <b>4.2.2 Översilningsyta .....</b>                                      | <b>18</b> |
| <b>4.2.3 Luftade dammar och våtmarker .....</b>                         | <b>19</b> |
| <b>4.2.4 Reningsmetoder med aktivt slam .....</b>                       | <b>19</b> |
| <b>4.2.6 Nya biologiska processer.....</b>                              | <b>21</b> |
| <b>5 NITRIFIKATION MED BÄRARMATERIAL.....</b>                           | <b>23</b> |
| 5.1 BIOFILM.....                                                        | 23        |
| 5.2 DIFFUSION I BIOFILM .....                                           | 25        |
| 5.3 NITRIFIKATION MED BÄRARMATERIAL - EN ANLÄGGNINGSTUDIE.....          | 26        |
| 5.4 NITRIFIKATIONSHASTIGHETER .....                                     | 27        |
| <b>6 GÄRSTAD AVFALLSANLÄGGNING .....</b>                                | <b>29</b> |
| 6.1 LAKVATTENRENING PÅ GÄRSTAD AVFALLSANLÄGGNING .....                  | 29        |
| <b>6.1.1 Behandlingsanläggning av flytande industriavfall .....</b>     | <b>31</b> |
| <b>7 TÄNKBARA FÖRÄNDRINGAR FÖR ATT ÖKA KVÄVERENING PÅ GÄRSTAD .....</b> | <b>33</b> |
| <b>8 MATERIAL OCH METODER .....</b>                                     | <b>35</b> |
| 8.1 LAKVATTNETS FOSFORHALT .....                                        | 35        |
| 8.2 REAKTORFÖRSÖK -GENERELL DESIGN .....                                | 35        |
| 8.3 BÄRARMATERIAL .....                                                 | 36        |
| 8.4 FÖRSÖK .....                                                        | 36        |
| 8.5 ANALYSETER .....                                                    | 38        |
| <b>9 RESULTAT .....</b>                                                 | <b>39</b> |
| 9.1 TEST AV FÖRSÖKSUPPSTÄLLNING.....                                    | 39        |
| 9.2 EFFEKT AV BÄRARTILLSATS .....                                       | 40        |
| 9.3 INVERKAN AV LÄNGRE TIDS P-TILLSATS .....                            | 40        |
| 9.4 TEMPERATURENS EFFEKT PÅ NITRIFIKATIONEN .....                       | 42        |
| 9.5 EFFEKTER AV ANNAT P-TILLSKOTT .....                                 | 43        |
| 9.6 EFFEKTER AV REDUCERAD LUFTNING OCH FOSFORTILLSATS .....             | 44        |
| <b>10 DISKUSSION.....</b>                                               | <b>47</b> |

|                                   |           |
|-----------------------------------|-----------|
| <b>11 SLUTSATSER.....</b>         | <b>55</b> |
| <b>12 FORTSATT ARBETE .....</b>   | <b>57</b> |
| <b>13 REFERENSER .....</b>        | <b>59</b> |
| <b>APPENDIX I.....</b>            | <b>65</b> |
| <b>APPENDIX II.....</b>           | <b>67</b> |
| <b>APPENDIX III ARTICLE .....</b> | <b>68</b> |

# 1 Inledning

Att lägga avfall på hög utanför städer har länge varit ett av de vanligaste sätten att göra sig av med förbrukat material. Men i och med städernas expansion och människors mer materialistiska livsstil har dessa sophögar blivit ett allt större problem. I fokus för nuvarande strategi för att hantera detta står möjligheterna att tillvarata förbrukade resurser samt att minimera skadan på omgivande natur. Återanvändning och återvinning har blivit ett modernt sätt att försöka tillvarata naturens resurser på ett mer miljövänlig sätt (Wang et al, 2004). Till denna miljömedvetenhet har det även kommit krav på vad som får släppas ut till naturen och här ingår att vatten som urlakas ur avfallshögar (lakvatten) inte får släppas ut okontrollerat utan att man har vetskap om, och håller sig inom, gränser för vad man tror att miljön klarar av.

Hur mycket lakvattnet behöver renas beror på sammansättningen och åldern på avfallet vilket är avgörande för hur förorenat lakvattnet är (Wang et al, 2004), samt omkringliggande mark och vattendrag och dess förmåga att naturligt rena det förorenade vattnet. Svenska deponiägare har lagkrav och villkor i tillstånd kopplade till verksamheten och detta innebär oftast att någon form av lokal behandling av lakvattnet sker innan det leds vidare till recipient eller reningsverk (IVL, 2007). Kraven ser olika ut beroende på geografiskt läge och recipientens känslighet. Redan på 1990-talet beslutades i Sverige att kvävereducering skulle införas på avloppsreningsverk för att förhindra övergödning i Östersjön och Kattegatt (Grunditz och Dalhammar, 2001). Även vad det gäller lakvattenrening är det vanligt att kväve (total-N eller ammonium-N) ingår i villkoren för lokal lakvattenbehandling (IVL, 2007). Kväve renas effektivt med biologisk rening och denna form av reningsprocesser är även de vanligaste (RVF, 2003; IVL, 2007).

På Gärstad avfallsanläggning utanför Linköping renas lakvattnet lokalt i en tvåstegsprocess. Steg ett är nitrifikation i två dammar och en översilningsyta och steg två är denitrifikation i ett våtmarksområde. Tekniska Verken i Linköping AB (publ.) (härefter benämnt TVAB), är det företag som har ansvaret för Gärstad avfallsanläggning. TVAB har enligt en deldom i Miljödomstolen, Växjö tingsrätt 2008-06-10, fått frågan om vilka villkor som ska gälla beträffande renandet av kväveföreningar i det lakvatten som avleds till recipienten uppskjutet till år 2011. Under denna tid ska TVAB undersöka de tekniska och ekonomiska förutsättningar att minska utsläppen av kväveföreningar till en nivå som understiger 55 mg/l och 10 ton per år. Intill år 2011 ska provisoriska föreskrifter på riktvärden för total-kväve föreligga, total-kväve får ej överstiga 90 mg/l som årsmedelvärde eller 20 ton på ett år (Miljödom, 2008).

Rening av lakvatten i luftade dammar bygger på att mikroorganismer är suspenderade i vattenfasen, finns i biofilm på växter eller stenar eller förekommer i den slamfas som bildas på botten. Nitrifikationen som förekommer i en luftad damm är oftast relativt låg. Den första dammen i lakvattensystemet luftas inte och verkar som ett utjämningsmagasin innan lakvattnet leds till den andra dammen, som är den damm som har utretts i detta examensarbete.

## 1.1 Syfte

Syftena för detta examensarbete var dels att med hjälp av litteraturen och tillgänglig data identifiera möjligheterna till förbättring av nitrifikationen i den luftade dammen. Detta innefattar även att kartlägga lakvattenreningsprocessen samt den ammoniumavskiljning som erhöles under rådande förhållanden på Gärstad avfallsanläggning. Den andra delen av syftet

var att experimentellt undersöka några av de förslag som framkom under den första delen. Genom att utreda användbar teknik samt att utnyttja de kunskaper som finns inom området, skulle den tänkbara tekniken försöka anpassas till den luftade dammen. Det övergripande syftet var att ge rekommendationer och åtgärdsförslag för att öka nitrifikationen i den luftade dammen.

## **1.2 Metod**

En litteratursökning gav en teoretisk bakgrund som låg till grund för förslag på ökning av nitrifikationshastigheten samt potentiella begränsande faktorer som kunde påverka effektiviteten. Litteratursökningen och även utvärdering av tillgänglig data från lakvattenreningen vid Gärstad användes sedan för att sammanställa förslag på förbättring av nitrifikationen. Genom experimentella försök i laboratorieskala undersöktes sedan nitrifikationshastigheten och utvärderades då olika parametrar varierades.

## **1.3 Avgränsningar**

Examensarbetet gav förslag på förbättrande åtgärder men ej verkställandet av dessa. Förslagen omfattade enbart nitrifikation i den luftade dammen. För TVAB är det viktigt med självgående teknik som inte medför alltför stort behov av underhållning och energiåtgång. Det är även en estetisk fråga då dammarna idag utgör en vattenspegel nedanför det nybyggda kraftvärmeverket invid E4:an. En avgränsning har varit att hitta teknik som är applicerbar under dessa förhållanden.

## **1.4 Rapportens disposition**

**Kapitel 1** ger läsaren bakgrunden till problemställningen bakom detta examensarbete.

**Kapitel 2** ger ett inledande avsnitt som behandlar definitionen av lakvatten och dess sammansättningar samt kvävetts roll som en viktig förorenare av lakvatten och dess negativa inverkan på naturen och människor.

**Kapitel 3** innehåller de kvävereduceringsprocesser som är grundläggande vid biologisk rening av lakvatten och som omvandlar ammonium till kvävgas.

**Kapitel 4** syftar till att ge en överblick över de reningsmetoder som tillämpas på lakvatten. Först de kemikaliskt-fysiska och sedan de biologiska reningsmetoderna.

**Kapitel 5** behandlar fördelarna och nackdelarna med bärarmaterial och där ingår även en anläggningsstudiebeskrivning.

**Kapitel 6** beskriver Gärstad avfallsanläggning med tillhörande lakvattenreningsprocess. Lakvattenprocessen utvärderas här genom analys av föregående års in- och utgående mätvärden för ammonium, nitrit och nitrat.

**Kapitel 7** syftar till att ge resultatet av litteraturstudien som bakgrund till de experimentella försök som har utförts samt att ge en överblick över en del tänkbara förändringar som inte har undersökts i denna rapport.

**Kapitel 8** innehåller metod- och materialdelen där försöksuppställningen och analysmetoder redovisas med annan teknisk information gällande experimenten.

**Kapitel 9** visar de resultat som framkommit av de experimentella försöken.

**Kapitel 10** ger en diskussion som övergriper resultaten från de experimentella försöken samt förslag på tänkbara förändringar.

**Kapitel 11** ger sammanfattande slutsatser.

**Kapitel 12** ger förslag på fortsatt arbete.



## 2 Definition av lakvatten och dess föroreningar

Regnvatten som rinner ovanpå, eller infiltrerar avfallshögar, eller genomströmmande yt- och grundvatten lakar ut föroreningar från avfallsupplag och det bildas lakvattnen (NVV, 1993; IVL, 2007). Lakvatten bildas även då avfall innehållande fukt packas eller kemiskt reagerar och bundet vatten rinner ut (EPA, 1995). Det vatten som rinner från, eller pumpas ur, ett avfallsupplag kallas för perkolat. Tillsammans med förorenad nederbörd, yt- och grundvatten går det under benämningen lakvatten (IVL, 2007).

Under de första 5 till 10 åren ökar mängden lakvatten från en avfallshög medan det därefter avklingar i produktion (EPA, 1995). Dock sker urlakningen ur deponerat avfall under en lång tid och det behövs därför aktiv rening av lakvattnet från en deponi åtminstone under 100 år efter deponering.

### 2.1 Faktorer som påverkar lakvattnets sammansättning

#### 2.1.1 Nedbrytningsfaser

Nedbrytningen av kommunalt avfall karakteriseras av 5 faser: aerob fas, acidogen fas, metanogen anaerob fas, oxidationsfas och vittringsfas (Lagerkvist et al, 2003). Dessa faser karakteriseras av olika redoxpotential och förmåga att mobilisera kol och metaller. De tre första faserna definieras av nedbrytning av organiska ämnen. Under den aeroba fasen avgår mycket av de omvandlade organiska ämnen som koldioxid. Mängden lakvatten som bildas är låg men starkt förorenad. Den acidogena fasen definieras av lågt pH och lakvattnet som urlakas under denna fas innehåller höga halter BOD, COD,  $\text{NH}_4^+$  och organiskt kväve (NVV, 1993). I den acidogena fasen bildas fettsyror, främst ättiksyra. Gradvis blir miljön i avfallet mer och mer anaerob (IVL, 2007). I den efterföljande metanbildande fasen dominerar metanbildande bakterier mikrofloran och vid nedbrytningen av fettsyror bildas metangas samt koldioxid (NVV, 1993). Ammonium-N ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) är en biprodukt från den acidogena och metanogena fasen (Lagerkvist et al, 2003). Efter den metanogena fasen är substratet för bildning av gas uttömt och syre kommer att strömma till och redoxpotentialen höjs. Mikroorganismer kan nu oxidera reducerade ämnen och utnyttja det till sin energiförsörjning. Sist inträffar vittringsfasen som påverkas av klimatet runt avfallet. De två sista faserna är humusbildande faser och kan pågå under en lång tid. Faserna avlöser varandra men kan ske samtidigt i en och samma avfallshög, fast på olika ställen i högen.

#### 2.1.2 Påverkande faktorer

Sammansättningen av föroreningar i lakvatten bestäms av (Lagerkvist et al, 2003)

- Vilken typ av avfall som deponeras samt till vilken grad nedbrytningen skett.
- Den omgivande miljön, luftfuktighet, temperatur, pH, nederbörd etc.
- Vilken teknik som används vid deponeringen, kompaktering av avfallet, sönderdelning, regnskydd och vilken mängd avfall som deponeras på ett ställe.
- Urlakningshastigheten, mängden vatten som passerar avfallet samt åldern på avfallet.

Alla dessa faktorer som påverkar sammansättningen av ett lakvatten medför att lakvatten varierar inte bara kraftigt mellan olika deponier utan även mellan olika delströmmar i en avfallsanläggning (EPA, 1995). Tillsammans bildar vatten från olika avfallsceller på ett deponiområde vattenströmmar som oftast samlas upp i en uppsamlingsdamm (IVL, 2007). I denna uppsamlingsdamm blandas alla delströmmar och lakvattnet blir mer homogent, vilket

kan vara en fördel vid biologisk behandling av lakvattnet under sådana förhållanden som ej möjliggör att behandla varje delström för sig

Organiska ämnen i avfall kan genomgå delvis eller total anaerob nedbrytning, vilket betyder att alla lakvatten innehåller mellanprodukter av denna process tillsammans med ämnen vars nedbrytning är mer begränsad (EPA, 1995). Detta medför att lakvatten blir en mix av olika organiska föreningar. I och med den stora variationen av föroreningar i lakvatten anges koncentrationerna oftast i intervall istället för medelvärde. Lakvattnets sammansättning är i ständig förändring och då avfallet åldras ändras lakvattnets föroreningshalt över åren (Lema et al, 1988). Variationer i lakvattnets sammansättning förekommer även mellan sommar- och vinterhalvåret i tempererade klimatområden då sammansättningen är väderberoende.

### 2.1.3 Typ av avfall

Lakvattnets sammansättning kan variera mycket beroende på avfallets karaktär (NVV, 1993). Avfall från industri kan ge mycket specifikt avfall, men även hushållsavfall kan ge stora differenser i sammansättning av förorenade ämnen. Dock finns det några parametrar som brukar belysas ur förorenings- och behandlingssynpunkt (Lagerkvist et al 2003). Dessa är organiska ämnen, kväve (näringsämnen) samt tungmetaller. De olika organiska föreningar som kan förekomma kan delas upp i tre grupper. Lågmolekylära organiska syror och alkoholer, högmolekylära ämnen förmodligen ursprungligen från lignin och cellulosa och sista gruppen som består av humusämnen. De senare dominerar avfall som har genomgått metanogen nedbrytning och är svårnedbrytbara. BOD/COD kvoten är en indikator på hur stor andel av det organiska materialet i lakvattnet som är lättnedbrytbart. Detta är en viktig faktor att ta hänsyn till vid utredning om lakvattnet är biologiskt behandlingsbart.

Kväve är en av de största föroreningar som förekommer i en soptipp och förekommer mest som ammonium-N och organiskt-N (Lagerkvist et al, 2003). Halterna av oxiderat kväve (nitrit-N och nitrat-N) är generellt låga. En hög halt av nitrit-N indikerar att luftning av avfallet sker. Höga halter av ammonium-N och organiskt-N bildas under den acidogena fasen medan det under den metanogena fasen bildas mest av ammonium-N (NVV, 1993).

Mängden fosfor i lakvatten kan vara en bristvara vid biologisk rening (Lagerkvist et al, 2003). Detta beror på att halten kväve är så pass mycket högre i förhållande till fosforhalten att fosfor blir begränsande. Tillgänglig fosfor föreligger i formen fosfat-P och denna del är enbart en liten del av mängden total-P. Resterande fosfor är oftast bundet till organiskt material eller till andra substanser.

Vilka metaller, och i vilka koncentrationer, som de förekommer i lakvattnet bestäms av i vilken nedbrytningsfas avfallet är. Om metaller frisläpps och följer med lakvattnet beror på hur de är kemiskt bundna samt miljöfaktorer som pH och redoxpotential. Järn, mangan och zink förekommer oftast i höga koncentrationer (Lagerkvist et al, 2003). I de flesta lakvatten är metallhalten relativt låg men järn och mangan kan orsaka beläggningar på utrustning (IVL, 2007) och vid höga halter inhibera nitrifikationen (Henze et al, 2002).

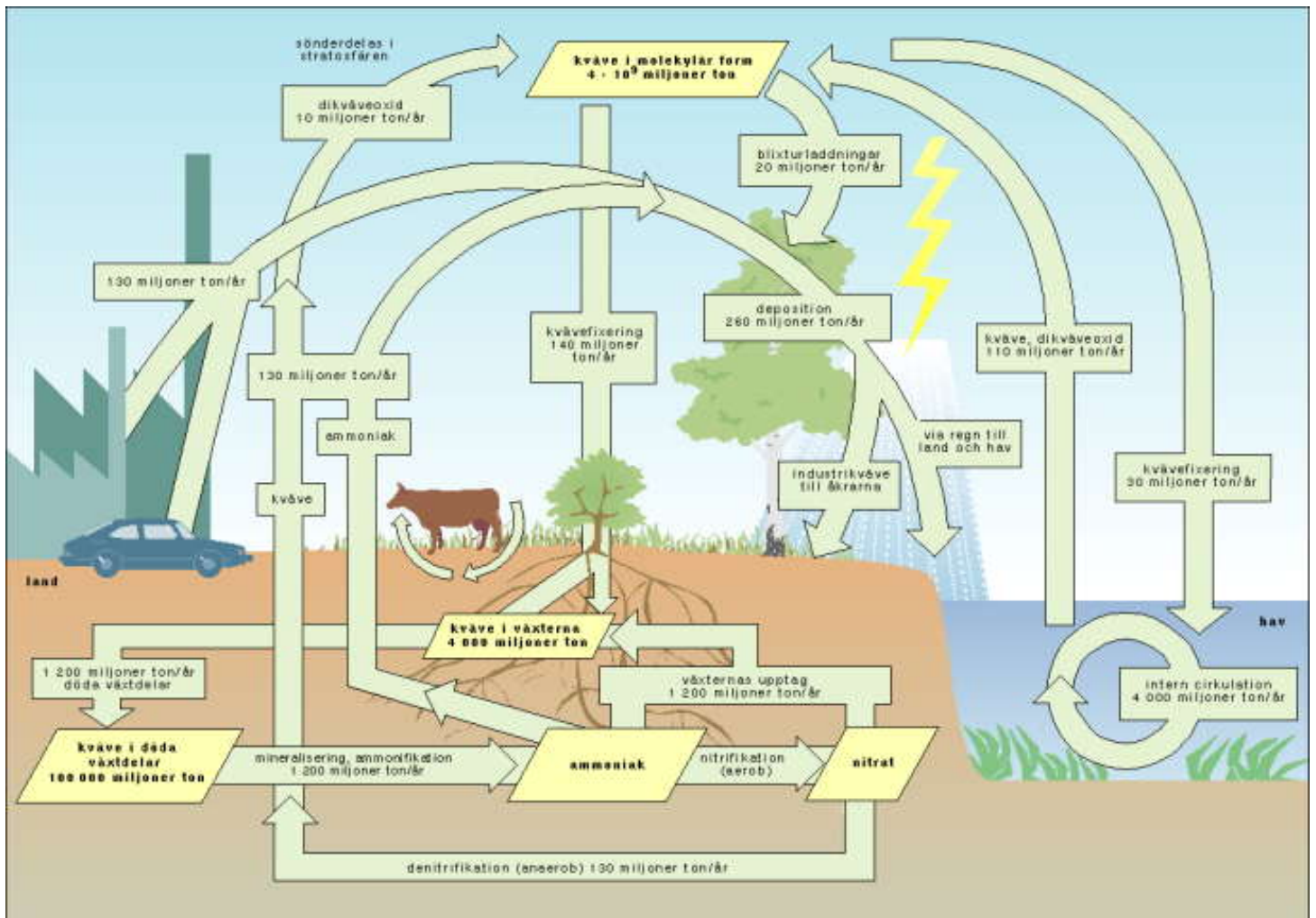
Lakvatten har den mest negativa inverkan på omgivande natur av den miljöåverkan en deponi kan ge (Lagerkvist et al, 2003). Då kontamineringen av dagvatten t.ex. är en viktig faktor att beakta vid anläggning och skötsel av en avfallsanläggning måste speciell hänsyn tas till detta. Genom att använda sig av ett ogenomträngligt underlag under avfallsanläggningen kan kontaminering av grundvattnet förhindras. Regler för botten tätning och geologiska barriärer

finns för att begränsa samt förhindra att lakvatten kontaminerar omkringliggande områden (SFS, 2001). Vissa typer av lera har visat sig ha bra egenskaper och låg permeabilitet och passar som grund för avfallsanläggningar och deponier (Frasconi et al, 2004). För att öka resurshushållningen och minska miljöpåverkan är det från år 2002 förbjudet att deponera brännbart avfall i Sverige. Detsamma gäller organiskt avfall med en lag från 2005 (Naturvårdsverket, 2008). I och med de beslut som påverkar deponiers avfallssammansättning och mängder kan den kemiska sammansättningen på lakvatten framöver komma att se annorlunda ut (IVL, 2007). Förmodligen kommer föroreningarna i lakvatten att bli mer specifika då lakvatten urlakas från olika deponiceller inom ett avfallsområde i och med förbudet att deponera brännbart och organiskt avfall.

## **2.2 Kvävet kretslopp**

Kväve ingår i proteiner och DNA och är därför ett essentiellt ämne för alla levande organismer. 79 % av atmosfären består av kväve, men i form av kvävgas är föreningen kemiskt extremt inert. Växter kan inte tillgodogöra sig kvävgas och det krävs en fixering av det fria kvävet till ammonium  $\text{NH}_4^+$  och nitrat  $\text{NO}_3^-$ . Några få grupper av mikroorganismer kan fixera kvävgas till ammonium. Den största mängden kväve som omvandlas från atmosfäriskt kväve till ammonium och nitrat sker med hjälp av kvävefixerande cyanobakterier (RVF, 2003). En liten del av kvävet fixeras då elektriska urladdningar sker under blixtnedslag. Vissa arter av kvävefixerande bakterier lever i symbios med baljväxter och andra växter och kan tillgodose växten med kväve. Även cyanobakterien har utvecklat ett samarbete med olika växter för att optimera deras chanser för överlevnad. Kvävet omvandlas till organiskt kväve såsom aminosyror och proteiner när det tillgodogörs i växter (RVF, 2003). Djur kan enbart tillgodogöra sig kväve i form av organiskt kväve och får i sig detta då de äter växter och andra djur. Vid nedbrytning av döda djur och växter omvandlas det organiska kvävet till oorganisk form (ammonium) med den process som går under beteckningen ammonifikation (Figur 1). Ammonifikationen och nitrifikationen medverkar till att kvävet kan återgå till atmosfäriskt kväve från organiskt bundet kväve. Men det är under denitrifikationen som kvävgasen ( $\text{N}_2$ ) bildas och kväve återvänder till atmosfären då denitrifierande bakterier använder nitrat som elektronacceptor i respirationen (RVF, 2003).

Urbaniseringen och industrialismen har lett till en intensiv ökning av odling samt gödning av odlingsmark (Mara och Horan, 2003). I gödningsmedel tillsätts oftast kväve då det kan vara en begränsande faktor vid odling. Gödningen av åkermark kan leda till en obalans i kvävecykeln och transport av kväveämnen (ammonium och nitrat) till sjöar och vattendrag. Även vatten rikt på kväve, från avloppsreningsverk, avfallsanläggningar, slakterier och lantgårdar, kan bidra till denna ökning av kvävehalter i akvatiska ekosystem. Kväve är oftast den parameter i lakvatten som är mest problematisk i förhållande till recipient (RVF, 2003). Generellt föreligger kväve i lakvatten till ca 90 % i formen ammonium medan resten är organiskt bundet (Mara och Horan, 2003). Det är därför viktigt att minska bidragen till kväveackumulation bland annat genom att degradera ammonium via nitrit och nitrat till kvävgas i reningen av kväverika vatten.



Figur 1. Kvävetts kretslopp. Med tillstånd från Kenneth Andersen (NE, 2008).

### 2.2.1 Kvävetts miljö- och hälsopåverkan

Tillsammans med fosfor är kväve ett mycket viktigt tillväxtämne. I sjöar och vattendrag bidrar dessa ämnen till eutrofiering. Eutrofiering anses vara det vanligaste vattenkvalité problemet i världen idag (Smol, 2008). Eutrofiering, eller övergödning som det också kallas, inträffar när näringsämnen anrikas i vatten. Symptomen är delvis nedbrutet organiskt material, minskad tillgång på syre, störningar i näringskedjan samt odör och smakförsämring av vattnet. Vissa arter påverkas positivt av eutrofieringen som till exempel cyanobakterier (blå-gröna alger). Dessa kan i sin tur försämra vattnets kvalitet mer, och dessutom kan vissa populationer av cyanobakterier tillverka toxin som gör vattnet hälsofarligt för däggdjur.

På 1960- och 1970- talen debatterades begränsningen av näringsämnen, och Liebig's Law of the minimum som säger att tillväxten av en organism är beroende av om det finns en begränsad mängd av ett essentiellt näringsämne, blev i fokus. Att den övergödning många vattendrag hade börjat få symptom på kom från näringsämnen var givet men inte vilket ämne som var den begränsande faktorn. Både kol, kväve och fosfor kan alla potentiellt begränsa tillväxt. Efter övergödningsexperiment i en sjö i Ontario Canada, lagstiftades en begränsning av fosforhalten i tvättmedel. Även om många vattendrag får tillrinning av näringsämnen från sin omgivning och från atmosfären har den mänskliga aktiviteten bidragit till en acceleration av övergödningprocessen. De största mängderna näringsämnen som leder till övergödning kommer från jordbruksmarker, från kommunala avloppsreningsverk och från industriell verksamhet (Hem et al, 2002). Enbart nitrifikation som producerar nitrat ger liten skillnad för

recipienten då växter kan uppta kväve i form av nitrat liksom ammonium. Dock är nitrifikationen viktig för att denitrifikationen ska fungera och kväve bli frisatt till atmosfären och ej till recipienten.

Kväve i lakvatten kommer i största delen att vara i formen ammoniumjoner ( $\text{NH}_4^+$ ) då pH värden oftast ligger under pH 8 (Berge och Reinhart, 2005.) Om pH halten överstiger pH 8,5 kan även ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) bildas i större mängd då jämvikten i formeln förskjuts åt höger:



Ammoniak löst i vatten innebär en större toxicitet för sjöar och vattendrag än vad ammoniumjoner gör (Berge och Reinhart, 2005). I floder och bäckar kan pH variera avsevärt vilken kan få konsekvenser på den akvatiska faunan då ammoniak är mycket toxiskt för bland annat fiskar (Burt et al, 1993).

De övergripande riskerna för människor som är förknippat med kväve är metahemoglobinemi (blue baby syndrome) och magcancer (Burt et al, 1993). Metahemoglobinemi är ett sjukdomstillstånd som mest drabbar barn under sex månader. I blodet reagerar nitrit med hemoglobin och bildar metahemoglobin, vilket omöjliggör för syre att binda in. När mer än 10 % av hemoglobinet är inbundet till nitrit sjunker syresättningen och barnet får den karakteristiska blåa färgen som gett sjukdomen dess namn. Vid en inbindning av nitrit till mer än 45-65 % av hemoglobinet är tillståndet direkt livshotande. Varför just barn är så känsliga för nitrit är att deras förmåga att konvertera metahemoglobinet tillbaka till hemoglobin är begränsad. De fall av metahemoglobinemi som har upptäckts har i störst utsträckning varit då vatten har tagits från enskild brunn och inte från ett kommunalt reningsverk. År 1970 satte WHO (World Health Organisation) ett rekommenderat värde på 50 mg/l nitrat för Europa (Burt et al, 1993). Antalet incidenter med metahemoglobinemi är väldigt lågt.

Risken för magcancer är potentiellt större då intaget av nitrit och nitrat tillsammans med andra hälsotvå faktorer kan leda till en initiering av magcancer (Burt et al, 1993). Bakterier som lever normalt i magen kan omvandla nitrat i vattnet till nitrit, men många studier är tvetydiga när det gäller kopplingen mellan nitrat i vatten och magcancer. Då är däremot källan av nitrit större från livsmedel då nitrit används som konserveringsmedel av köttprodukter.. Kväveinnehållande vatten kan påverka klorins desinfekterande effekt (Ahn, 2006). Andra oönskade kväveföreningar som påverkar miljön och/eller människor är kväveoxid som omvandlas till kvävedioxid i atmosfären, en mycket giftig gas som användes som krigsgas under första världskriget (Henze et al, 2002). Även dikväveoxid kan bildas, vilket används som bedövningsmedel (bland annat vid barnafödande) och är en växthusgas och ett ozonnedbrytande ämne.

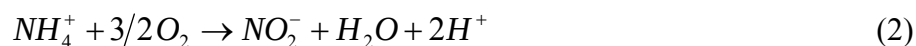


## 3 Kvävereduceringsprocesser

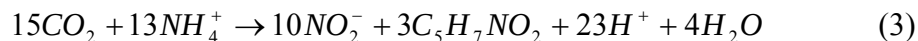
### 3.1 Nitrifikation

Nitrifikation är en energigivande naturlig process och har en stor ekologisk betydelse. Processen innefattar två delsteg och hjälper naturen att omvandla den svårörliga ammoniumjonen till en mer lättörlig nitratjon (NE, 2008). *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosovibrio* och *Nitrisolobus* är exempel på bakterier som alla kan oxidera ammonium till nitrit vilket är det första delsteget i nitrifikationsprocessen (Ahn, 2006). Det andra delsteget, där nitrit omvandlas till nitrat utförs av bakterier från samma *Nitrobacteraceae* familj men från släkten *Nitrobacter*. *Nitrospira*, *Nitrospina*, *Nitrococcus* och *Nitrocystis* är bakterier som är involverade i nitritoxideringssteget då nitrat bildas (Ahn, 2006). I sura och/eller syrefattiga miljöer kan dessa kemolitotrofa bakterier ha svårt att leva och där använder heterotrofa bakterier och svampar sig av ammoniumjonen men utan att kunna använda sig av den frigjorda oxidationsenergin (NE, 2008).

Mångfalden av nitrifierare vid avloppsvattenrening är viktig då variationen av olika arter skapar stabilitet. Isolering av nitrifikationsbakterier från avloppsreningsverk har dock mest berört *Nitrosomonas* och *Nitrobacter* även om en stor variation av andra nitrifierande bakterier finns (Grunditz och Dalhammar, 2001). Processen då ammonium oxideras till nitrit sker enligt följande reaktionsformel (Henze et al, 2002):



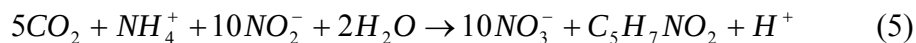
De ammoniumoxiderande bakterierna tillväxer enligt formeln:



Restprodukten nitrit ( $NO_2^-$ ) kan användas vidare i nitritoxidation enligt följande reaktionsformel:

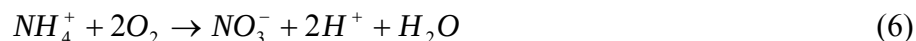


Där nitrit används till tillväxt av nitritoxiderande bakterier enligt formeln:

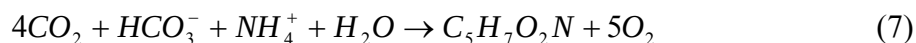


där  $C_5H_7O_2N$  representerar den syntetiserade bakteriecellen.

Det totala reaktionsförloppet då ammonium omvandlas till nitrat med nitrit som intermediär:



En del av ammoniumjonerna används till uppbyggnad av cellvävnad. Denna reaktion kan beskrivas enligt:



där  $C_5H_7O_2N$  representerar den syntetiserade bakteriecellen.

Som elektronacceptor till andningskedjan använder både de ammoniumoxiderande och nitritoxiderande bakterierna sig av syre (Mara och Horan, 2003). Totalt behövs det 4,3 mgO<sub>2</sub>/mg ammonium-N enligt ekvation 2 (Wastewater Engineering, 1991).

Vid biologisk rening med nitrifierande bakterier är det största problemet den långsamma tillväxten av de nitrifierande bakterierna (Henze et al, 2002). Ammoniumoxiderare har en dubblingstid på ungefär 21 timmar och nitritoxiderarna har en dubblingstid på 15 timmar (Mara och Horan, 2003). Detta beror på den lilla mängd energi som utvinns vid oxidation av ammonium och nitrit. Ekvation (1) är den hastighetsbegränsade reaktionen. Detta innebär att nitrit enbart ackumuleras då systemet är instabilt, vid uppstart och vid wash-out (Sharma and Ahlert, 1977, citerad i Hem et al, 1993). Med wash-out menas att det spolats ut mer biomassa än vad som bildas (Danielsson, 2006). Monod kinetik används ofta då denna beskriver en första ordningens substratbegränsande tillväxt vid låga ammonium-N koncentrationer och nollte ordningens reaktionsförlopp vid höga ammonium-N koncentrationer (Berge och Reinhart, 2005). Monod uttrycket är ett rent empiriskt uttryck för ett cellsystem och baseras ej på någon mekanism (Danielsson, 2006). Uttrycket beskriver hur den specifika tillväxthastigheten för cellmassan beror av substratkoncentrationen.

Intermediär till oxidationen av ammonium är hydroxylamin och enzymet som används är ammoniummonooxygenas (Parkes et al, 2007). För oxidationen av hydroxylamin används enzymet hydroxylaminoxidoreduktas och slutprodukten är nitrit. Nitrit kan sedan vidare oxideras med enzymet nitritoxidas till nitrat. Parkes et al (2007) visade att för låg halt oorganiskt kol kan begränsa nitrifikationen. Vid hög luftning och lågt pH strippas vattnet på CO<sub>2</sub> och all ammonium kan inte oxideras. Det är troligt att tillsatt oorganiskt kol kan höja pH värdet och buffra systemet mot en sänkning av pH vid nitrifikation

### 3.1.1 Faktorer som påverkar nitrifikationen

Nitrifikationshastigheten är beroende av halten organiskt material, löst syrehalt i reaktorn, den totala ammoniumkvävekoncentrationen, temperaturen, pH, alkalinitet och närvaron av toxiska ämnen (Æsøy et al, 1998; Bitton, 1999). Vid biofilmsprocesser är även biofilmens historia en faktor som påverkar nitrifikationen (Hem et al, 1993; Rusten et al, 2006). Vid höga halter organiska ämnen krävs det större mängd syre för att uppnå samma ammonium-oxidationshastighet (Rusten et al, 2006). En aklimatisering till en högre halt av ammonium-N ger en högre nitrifikationshastighet. Oönskade nitrittoppar kan plötsligt uppkomma i nitrifikationssystem som är instabila. Detta kan uppkomma vid pH och temperaturändringar eller då belastningen av ammonium-N ändras (Rusten et al, 2006). Vid höga halter av ammonium-N är generellt syre den begränsande faktorn för nitrifikation. Vid låga halter blir istället koncentrationen av ammonium-N den begränsande faktorn. Höga halter NH<sub>3</sub> och salpetersyrighet (HNO<sub>2</sub>) kan inhibera oxidationen av nitrit och leda till en ackumulering. NH<sub>3</sub> koncentrationer på mellan 0,1-1 mg N/l och HNO<sub>2</sub> koncentrationer på 0,2-2,8 mg N/l har var och en visat på en inhibering av nitrifikationen (Parkes et al, 2007). Det är mer troligt att koncentrationen av HNO<sub>2</sub> påverkar nitrifikationen än att NH<sub>3</sub> skulle göra det. En ökning av pH minskar den fria HNO<sub>2</sub> koncentrationen. En minskad cellaktivitet vid lagerhållning i kylt flytande medium (+3 °C) av *Nitrosomonas* och *Nitrobacter* har noterats (Grunditz och Dalhammar, 2001). I detta fall hade *Nitrobacter* en mer uttalad minskning än *Nitrosomonas* men anledningen till detta var inte känd.



## Temperatur

Nitrifikationshastigheten liksom andra biologiska processer ökar med temperaturen. Dock har betydande nitrifikation påvisats vid så låga temperaturer som 0-5 °C (RVF, 2003). Van Hoff's ekvation beskriver biologiska processers temperaturberoende och är användbar vid nitrifiering mellan 10-22 °C (Henze et al, 2002).

$$\mu_{\max}(T) = \mu_{\max}(20^{\circ}\text{C}) \cdot e^{(K(T-20))} \quad (1)$$

där  $\mu_{\max}$  är den maximala specifika tillväxthastigheten ( $\text{h}^{-1}$ ) och  $K$  är temperaturkonstant för  $\mu_{\max}$  ( $^{\circ}\text{C}^{-1}$ ). Förmodligen gäller detta samband även för nitrifikation mellan 0-10 °C. Vid högre temperatur (30-35 °C) är tillväxthastigheten konstant och vid ännu högre temperatur (35-40 °C) börjar hastigheten avta. Från vad som är känt kan inte nitrifikationsprocesser pågå vid temperaturer högre än 50 °C. Canziani et al (2006) visade i en rapport att temperaturer över 30 °C gav en hög nitritackumulation. Nitrifikationsbakterier är känsliga för plötsliga temperaturändringar. En snabb temperaturhöjning ger inte den önskade effekt på nitrifikationshastigheten som en långsam temperaturhöjning kan ge (Henze et al, 2002). Grunditz och Dalhammar (2001) har funnit att *Nitrosomonas* aktivitet var högst då temperaturen var 35 °C och för *Nitrobackter* när den var 38 °C. Dessa försök gjordes på rena kulturer av bakterierna.

Då storskalig verksamhet ska implementeras spelar temperaturen en stor roll vid reduceringen av föroreningar (Frascari et al, 2004) och är viktig i länder med varierande klimat. Under vinterhalvåret är temperaturen låg i Sverige och detta medför en lägre nitrifikation. Genom att höja temperaturen på anläggningen kan en ökad nitrifikationshastighet erhållas. Dock visar biofilmsprocesser på en lägre påverkan av en sänkning av temperaturen (Welander et al, 1997). Detta indikerar att andra faktorer än enzymatisk reaktion är begränsade faktorer. Detta är också vad Ødegaard et al (1994) observerat. En förklaring till detta kan vara att nitrifikationen är begränsad av syrediffusionen in i biofilmen och när temperaturen sjunker ökar inträngningen av syre i biofilmen och medför att biofilmen tillväxer och nitrifikationshastigheten inte påverkas i lika stor omfattning (Welander et al, 1997).

## pH

Till att oxidera 1 mg N används 7 mg av alkalinitet, vilket sänker pH (Prosser, 1986). Detta visas väldigt tydligt i reaktionsformeln för oxidation av ammonium, reaktion (1), där det för varje ammoniumjon som oxideras bildas två vätejoner. Om vätejonkoncentrationen blir för hög inhiberas nitrifikationen. Vid tillfällen då pH är över 8-9 dominerar formerna  $\text{NH}_3$  och  $\text{HNO}_2$ . Dessa oladdade molekyler kan användas som substrat av nitrifierare men verkar inhiberande i höga koncentrationer (Henze et al, 2002).

Den buffrande förmågan i lakvatten styr reaktionshastigheten om ingen extern buffert tillsätts. Rena kulturer av *Nitrosomonas* har visat sig ha ett pH-optimum på mellan 7,5-9,0 medan *Nitrobackters* pH-optimum ligger på 8,3-9,3 (Prosser, 1986). Grunditz och Dalhammar (2001) visade att det optimala pH-värdet för *Nitrosomonas* är 8,1 och för *Nitrobackter* 7,9. Låg nitrifikationshastighet erhöles när pH-värdet var under 6,5 eller över 10 (Prosser, 1986). På grund av nitrifikationen minskar pH i biomassflockar och biofilm snabbare och ett uppmätt pH i vätskefasen kan skilja från det faktiska pH värdet runt mikroorganismerna (Henze et al, 2002). Detta medför att en tjockare biofilm kräver större alkalinitet än en tunnare biofilm (Rusten et al, 2006). För en tunn biofilm har en alkalinitet ner till 0,7 mmol/l ändå gett maximal nitrifikation.

### Syrehalt

Nitrifierande bakterier är känsliga för varierade syrehalter. Detta kan beskrivas av ett Monod samband (Henze et al, 2002). För hög syrehalt kan inte inhibera nitrifikationen. Mängden löst syre i vatten är beroende av temperaturen, och en lägre temperatur gör det möjligt för mer syre att lösa sig (Tabell 1). Syrehalter på upp till 60 gO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> har rapporterats utan att inhibering har skett (Henze et al, 2002). Canziani et al (2006) har i en studie utvärderat syrehaltens betydelse för nitrifikationen då syftet var att stoppa processen vid nitrit för att kunna använda mindre mängd syre och sedan mindre mängd kolkälla vid denitrifikationen. Studien visade att då syrekoncentrationen (DO) var mellan 0,2 och 0,5 mg/l oxiderades 90 % av ammoniumet till nitrit. Hem et al (1993) visade att då syrekoncentrationen var under 2 gO<sub>2</sub>/(gNH<sub>4</sub>-N) var nitrifikationshastigheten direkt beroende av syrehalten. Då syrehalten var högre än 5 gO<sub>2</sub>/(gNH<sub>4</sub>-N) var nitrifikationshastigheten beroende av ammoniumkoncentrationen. Övergången mellan syrehämmande till ammoniumhämmande skedde vid 3 gO<sub>2</sub>/(gNH<sub>4</sub>-N). Syrekoncentrationen är den parameter som har störst inverkan på nitritackumulationen i en biofilmsreaktor (Canziani et al, 2006) vilket medför att nitrifikationen i en biofilmsreaktor är mer känslig för variationer i syrehalten än i en aktiv slamprocess (Hem et al, 1993).

**Tabell 1. Lös syrehalt vid 100 % mättnad i färskvatten (Eaton et al, 2005)**

| Temperatur °C | Syrehalt mg/l | Temperatur °C | Syrehalt mg/l |
|---------------|---------------|---------------|---------------|
| 0             | 14,6          | 13            | 10,5          |
| 1             | 14,2          | 14            | 10,3          |
| 2             | 13,8          | 15            | 10,1          |
| 3             | 13,5          | 16            | 9,9           |
| 4             | 13,1          | 17            | 9,7           |
| 5             | 12,8          | 18            | 9,5           |
| 6             | 12,5          | 19            | 9,3           |
| 7             | 12,2          | 20            | 9,1           |
| 8             | 11,9          | 21            | 8,9           |
| 9             | 11,6          | 22            | 8,7           |
| 10            | 11,3          | 23            | 8,6           |
| 11            | 11,0          | 24            | 8,4           |
| 12            | 10,8          | 25            | 8,3           |

### Toxiska ämnen

Generellt är nitrifierande bakterier inte mer känsliga för toxiska substanser än andra bakterier i ett reningsverk (Henze et al, 2002). Vissa metaller verkar dock inhiberande på nitrifikationen. För rena kulturer av *Nitrosomonas* kan relativt låga koncentrationer av till exempel koppar, nickel, krom, zink och kobolt verka inhiberande på nitrifikationsaktiviteten. Dock krävs det högre doser av metallerna för att inhibera *Nitrosomonas* som växer i aktivt slam, vilket kan bero på slammets egenskaper och inte på att *Nitrosomonas* är mer resistent mot metaller när kulturerna befinner sig i aktivt slam. de Wilde (1977) citerad i Prosser (1987) visade i en studie att vid pH 8-8,4 var nitrifikationsprodukten mestadels i nitrit form, vilket kunde bero till stor del på metallinhibering

Några få organiska ämnen inhiberar nitrifikationen starkt. Dessa är bland annat molekyler med svavel, anilin och fenoler i sin struktur. Även cyanid har en starkt inhiberande effekt. En samexponering av flera hämmande ämnen förstärker effekten av varje substans (Henze et al,

2002). Æsøy et al (1998) har funnit att sulfidkoncentrationer på 0,5 mgS/l har orsakat inhibering av nitrifikationshastigheten. Canziani et al (2006) har visat att koncentrationer över 2,5 mg/l av ammoniak leder till hög nitritackumulation.

### **Organiskt material**

Att nitrifikationen minskar vid höga halter av lättnerbrytbara organiska ämnen beror på att den ökande aktiviteten av heterotrofa organismer konsumerar syret och konkurrerar ut de autotrofa nitrifierande bakterierna (Æsøy et al 1998; Rusten et al, 2006; Hem et al, 1994). Detta medför att högre syretillförsel krävs vid högre BOD halter. Studier har visat att de heterotrofa bakterierna reducerar syrehalten med 2,5 mgO<sub>2</sub>/l vid en organisk BOD<sub>5</sub> mängd på 1,5 gBOD<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>/dag (Rusten et al, 2006). En koncentration av organiska ämnen på över 100 mgCOD/l (COD/NH<sub>4</sub>-N kvot >3,5) har visat sig reducera nitrifikationshastigheten i en föregångare till MBBR:n (KMT processen) (Æsøy et al 1998). Den studien visade även att för att öka nitrifikationen i en biofilmsprocess kan antingen syrehalten ökas, genom att använda ren syrgas, eller kan avloppsvattnet förbehandlas genom tillsats av nitrat för att reducera den organiska halten. Vid höga halter av organiskt material förutsätts att ingen nitrifikation sker. Vid en halt på över 5 gBOD<sub>7</sub>/m<sup>2</sup>d, en syrehalt på 5 gO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> och en temperatur på 15 °C skedde ingen nitrifikation (Hem et al, 1993).

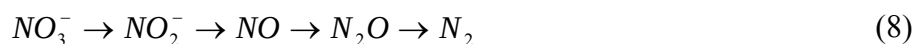
### **Fosfat-P**

Lakvatten innehar ofta en låg koncentration av tillgänglig fosfat-P, vilket kan inhibera nitrifikationsprocessen. Genom tillsats av fosfat-P kan bristen upphävas. Spagni et al (2008) tillsatte kaliumfosfat med avsikten att utgående flöde från en SBR reaktor skulle ha en koncentration högre än 0,5 mgP/l för att säkerställa att fosfat inte var begränsande i reaktorn. Welander et al (1997) tillsatte i sina försök fosfor i form av fosforsyra till en halt av 10 mgP/l lakvatten. Ekenberg (2007) tillsatte fosfat-P till en totalmängd av 10 mg/l i laboratorieförsök med nitrifikation i en MBBR och använde då kaliumdivätefosfat. En koncentration fosfat-P på 0,1 mgP/l har satts som lägsta ”bör”-värde för att säkerställa biologisk aktivitet (Görfelt, 2008).

## **3.2 Denitrifikation**

Denitrifikation är inte som namnet antyder motsatsen till nitrifikation utan det är en process där oxiderade kväveföreningar (nitrat eller nitrit) reduceras under bildandet av kvävgas (N<sub>2</sub>), kväveoxid (NO) eller dikväveoxid (N<sub>2</sub>O) (Lagerkvist et al, 2003).

Genom denitrifikation omvandlas nitrat till kvävgas enligt stegen:



Processen utförs huvudsakligen av bakterier i syrefattiga miljöer (Henze et al, 2002). De flesta denitrifierande organismerna är fakultativt aeroba, vilket innebär att de föredrar syre om det finns tillgång till det. Finns det inte tillgång till syre så kan organismerna använda sig av nitrat som oxidationsmedel och då kallas processen anoxisk. Denitrifikation förekommer överallt där det finns nitrat förutsatt att det finns en begränsad mängd syre. Förmågan att kunna använda nitrat när det är brist på syre bygger på att dessa organismer har ett sista nitratreduktassteg i elektrontransportkedjan. Om nitrat eller syre kommer att användas som elektrontransportacceptor bestäms av redoxpotentialen mellan den sista cytokromen i elektrontransportkedjan och syre eller nitrat. Denna process gynnar användningen av syre och därför kommer den fakultativa organismen att använda sig av syre för respiration i den mån det finns tillgängligt. Som energikällan kan denitrifikationsbakterier bland annat tillgodogöra sig både organiskt och oorganiskt material. Vilken energikälla som organismen använder sig

av har betydelse för denitrifikationshastigheten. Den mängd energikälla som finns naturligt i avloppsvatten kan vara för liten, och en annan kolkälla kan behöva tillsättas för att öka denitrifikationshastigheten. Som kolkälla finns det en rad olika alternativ, vilka varierar i tillgänglighet och pris (Rusten et al, 2006). De har även olika påverkan på reaktionshastigheten. Metanol och monopropylenglycol (MPG) har i studier gett ungefär samma denitrifikationshastighet, medan etanol har gett fördubblad. Även om etanolen ger högre denitrifikationshastighet används metanol i stor utsträckning idag främst på grund av den låga kostnaden. Dock krävs en lång tid av acklimatisering för denitrifikationsbakterierna, då endast ett fåtal bakterier kan tillgodogöra sig metanol som kolkälla. Även ättiksyra och utgående vatten från bryggerier har använts som kolkälla (Henze et al, 2002). I fall då kolkällan anses förkomma i otillräcklig mängd finns en risk att nitrit ackumuleras i processen (Rusten et al, 2006).

Denitrifikationens temperaturberoende följer även den ekvation (7). Denitrifikationsprocessen kan dock ske vid termofila förhållanden (50-60 °C), men kunskapen är för närvarande liten angående detta. Denitrifikationen har ett optimalt pH på 7-9 beroende på lokala variationer. Ändring av pH under lång tid kan ge anpassning av mikrobiella kulturer och deras optimala pH ändras (Henze et al, 2002).

De intermediära molekyler som bildas under nitrifikation och denitrifikation är nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ), kväveoxid (NO) och dikväveoxid ( $\text{N}_2\text{O}$ ). De är alla toxiska eller ej önskvärda, vilket gör det viktigt att dessa processer fungerar fullt ut. Då denitrifikationen fungerar kommer koncentrationen av intermediärerna att vara låg (Henze et al, 2002). Men vid stress av processen t.ex. då mängden organiskt material eller andra näringsämnen är låg kan koncentrationen av intermediärerna stiga.

## 4 Reningsmetoder

Det finns en rad olika reningsmetoder tillgängliga för rening av lakvatten. Bland de vanligaste metoderna återfinns biologiska, kemiska, membranseparationsprocesser och termiska behandlingsmetoder (Wang et al, 2004). Att leda lakvattnet till avloppsreningsverk är en vanlig metod för rening (Lema et al, 1988). Denna kombinerade rening har fördelarna av att normalt föreligger fosfor i överskott i avloppsvatten medan lakvattnet har överskott på ammonium, vilket medför att inget av de två är begränsande för den biologiska reningen. Till nackdelarna hör att toxiska ämnen och metaller i lakvattnet kan störa den biologiska aktiviteten i avloppsreningsverket och inhibera processen (Wang et al, 2004; Lema et al, 1988).

Det är viktigt att poängtera att det inte finns en samlad lakvattenteknologi för rening av lakvatten utan många olika processer som alla har sina fördelar och nackdelar och därigenom fungerar bättre för vissa applikationer och sämre för andra (Mara och Horan, 2003). Många metoder kan idag användas till att rena lakvatten men en osäkerhet med en del metoder är att de kan skapa andra miljöproblem, t.ex. hög energiförbrukning, utsläpp till luft eller stor markanvändning (IVL, 2007). Nedan följer en genomgång av de metoder som idag kan användas för rening av lakvatten.

### 4.1 Kemikaliska och fysikaliska reningsmetoder

#### 4.1.1 Ammoniakstrippning

Lakvatten tillåts falla som en kaskad ner genom ett torn, vilket tillåter ammoniakgasen att frigöras ur vätskefasen och lämna tornet via gasfas (EB, 2008). Ammoniak överförs från vätskefasen till gasfasen via en första ordningens reaktion (Hoyer och Persson, 2007). Ett högt pH och ökat luftflöde gynnar avskiljningen av kväve. Ammoniakstrippning är en kostnadseffektiv metod men är begränsad i funktionalitet vid lägre temperatur då ammoniaks löslighet ökar med sjunkande temperaturer (EB, 2008; Hoyer och Persson, 2007). Problem som kan uppstå i strippningsprocesser är att mangan och järn, som finns i lakvattnet, kan fällas ut (EPA, 1995). Påföljderna blir en påbyggnad av förorenande ämnen på den packade bädden i tornet vilket leder till en minskad effektivitet. Mangan oxideras till manganhydroxid och sätter igen det porösa materialet i tornet, vilket leder till tryckfall och igensättning. Ett sätt att minska mängden mangan och järn är att använda ett försteg med t.ex. kemisk oxidation och sedan sedimentera eller filtrera bort fällningen. Även kalciumsalter kan skapa beläggning på ytor i form av kalciumkarbonat. Dessa tas bort genom att spola tornet med syra eller genom att förebyggande mjukgöra vattnet innan tornet. När ett torn med packad bädd används är risken för biologisk påväxt av den inre ytan stor. Detta kan avhjälpas med hjälp av tillsats av biocider eller genom att klorinera med jämna mellanrum. De största nackdelarna med metoden är åtgången av kemikalier och utsläppen av ammoniak till atmosfären (Hoyer och Persson, 2007).

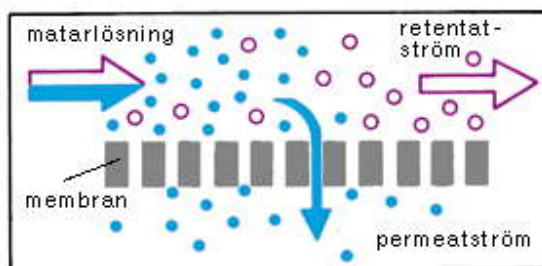
#### 4.1.2 Jonbytarbehandling

Jonbytarbehandling bygger på tekniken att oönskade joner binds in till ett jonbytarmaterial och lösningen renas då från dessa (EPA, 1995). Höga koncentrationer av järn och mangan måste behandlas i ett försteg då de kan binda in till jonbytarmaterialet och reducera dess kapacitet. Likaså påverkar en hög turbiditet och höga metallkoncentrationer jonbytarens kapacitet. Både kalcium och magnesium kan påverka jonbytarmaterialets förmåga att binda in andra katjoner som återfinns i vatten i små mängder. Lösningen på detta är antingen att använda jonspecifika jonbytarmaterial eller att mjukgöra vattnet innan behandling (EPA,

1995). Det finns två huvudtyper av jonbytare och det är anjonbytare för negativa laddningar och katjonbytare för positiva laddningar (Månsson, 1990). För anjonbytare kommer störningar i processen främst från sulfat som generellt återfinns i högre halter än målanjonen. Exempel på ämnen som med hjälp av anjonbytare kan bli separerade från det förorenade vattnet är kromat, arsenik, selen, (EPA, 1995) klor, nitrat, sulfat eller organiska humussyror (Månsson, 1990). Som jonbytarmaterial för avlägsnandet av ammonium i avloppsvatten har zeoliten clinoptilolite använts (Beler-Baykal och Allar, 2008). I de fall då olika organiska ämnen bildar ett skyddande lager på jonbytare och förhindrar att jonbyte kan ske kan ett försteg med aktivt kol vara att föredra (EPA, 1995). Nackdelarna med jonbyartekniken är behovet av regenerering (Månsson, 1990) vilket medför att jonbyartekniken bäst lämpar sig för ett relativt rent vatten med enbart ett fåtal föroreningsämnen.

#### 4.1.3 Membranfiltrering -omvänd osmos

Den omvända osmostekniken bygger på mekanisk filtrering där vätskan pressas genom ett membran under högt tryck (IVL, 2007; Lagerkvist et al, 2003). Membranet har porer som är stora nog att släppa igenom vattenmolekyler men alla större ämnen filtreras bort (Figur 2). Fördelarna är att det erhållna vattnet har en mycket bra vattenkvalitet (IVL, 2007). Omvänd osmos har använts för rening av förorenade vattenflöden ifrån gruvor med acceptabel separering av ammonium och nitrat (Häyrynen et al, 2007). Nackdelarna med omvänd osmos som behandlingsmetod är att membranet kan bli belagt av suspenderat material, olja och fett, järn, mangan, mikrobiologisk tillväxt samt fällningar av kalciumkarbonat och magnesiumhydroxid (EPA, 1995). Extensiv tvättning av membranet och/eller mjukning av vattnet innan omvänd osmos behandling kan förhindra att membranet sätts igen (EPA, 1995). En annan nackdel med membranfiltrering är att retenatströmmen som bildas med hög halt av föroreningar kräver fortsatt behandling. En svensk fullskaleanläggning saknas men omvänd osmos används för rening av lakvatten i bland annat Tyskland och Holland (Deponihandboken, 2006).



**Figur 2. Omvänd osmos processen där matarlösningen renas och bildar permeatströmmen som består av den renade vätskan medan retentatströmmen innehåller föroreningarna som är för stora för att passera membranet. Med tillstånd från Kenneth Andersen (NE, 2008).**

#### 4.1.4 Fällning

Storleken på en partikel avgör hur snabbt den sedimenterar. Stokes lag visar att sedimentationshastigheten styrs av densiteten på partikeln, vattnets viskositet och partikeln storlek (Kemira, 1997). Större partiklar sedimenterar snabbare än små partiklar. Genom fällning byggs små partiklar på till större och därigenom sedimenteras de snabbare. Då den negativa ytladdningen på partiklar i vatten är dominerande kan vilken positivt laddad jon som helst användas vid kemisk fällning. Dock är det en hälso- och kostnadsfråga vilken jon som till slut används. De positiva joner som tillsätts vid kemisk fällning kan attraheras av de negativa partikelytorna och på så sätt neutraliserar laddningarna varandra. När ytladdningarna

är nära noll, kan partiklarna med hjälp av Van der Waals-krafter bilda större partiklar. Fällning kan ske med olika kemikalier t.ex. alun (aluminiumsulfat), järnklorid, järnsulfat och kalk (Kemira, 1997) samt vid olika pH (RVF, 2003). Främst är det suspenderat material samt BOD som kan behandlas genom fällning (Wastewater Engineering, 1991). Kloridjoner och sulfatjoner kan störa utfällningen av metaller såsom koppar, kadmium, bly och zink. Genom att klorid- eller sulfatjonen komplexbinder till metalljonerna ändras dess löslighet. När lösligheten av metallerna påverkas genom komplexbindningar kommer utfällningen av metaller att bli mindre effektiv. Tungmetaller kan också bindas i kelat med vissa organiska substanser. Dessa är mycket lösliga vilket försvårar behandling genom fällning. Vid kemisk fällning sker största delen av kvävereduktionen genom ammoniakavgång p.g.a. högt pH. Detta har visat sig vara ett effektivt sätt att avlägsna kvävet från lakvattnet men är inte en acceptabel reningsmetod (NV, 1993). En anläggning där den avdrivna ammoniaken tas till vara skulle innebära betydligt högre installations- och driftskostnader. Genom att tillsätta  $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  och  $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$  kan ammonium snabbt och effektivt bli fällt som  $\text{MgNH}_4\text{PO}_4$  (Li och Zhao, 2001). Nackdelen med fällningsmetoden som alternativ vid rening av förorenat vatten är den stora mängd kemikalier som åtgår och måste tas omhand.

#### **4.1.5 Adsorption**

Aktivt kol i granulär form (GAC) eller som pulveriserat kol (PAC) kan användas vid vattenbehandling för att adsorbera lösta organiska ämnen samt andra föreningar (Lagerkvist et al, 2003). Då reningskraven på det förorenade vattnet är högt och merparten av föroreningarna är specifikt oönskade lämpar sig aktivt kol metoder väl (IVL, 2007). Men då de flesta lakvatten innehåller stora mängder ospecifikt organiskt material skulle förbrukningen av aktivt kol vara stor i förhållande till mängden miljöfarliga föreningar som avskiljs (IVL, 2007). På grund av detta ses adsorptionsmetoder mest som poleringssteg efter t.ex. biologiska behandlingsteg. Det aktiva kolet måste efter adsorption regenereras eller kasseras (Lagerkvist et al, 2003). Vid regenerering i ugn förloras en del av kapaciteten.

#### **4.1.6 Mekanisk behandling**

Eftersom lakvattnet filtreras genom soporna och sedan genom jorden innehåller det lite partiklar. Dock kan ett bra resultat med mekanisk separering åstadkommas genom biologisk eller kemisk förbehandling som genererar partiklar (Lagerkvist et al, 2003). Lakvattnen kan filtreras genom t.ex. sand (Lagerkvist et al, 2003), bark eller torv och på så sätt avskiljs föroreningarna, men filtermaterialet måste tas omhand efter användningen (IVL, 2007). Genom att recirkulera lakvattnet tillbaka till deponin kan avfallet användas som filtermaterial (Lagerkvist et al, 2003). Viss kväverening har skett vid filteranläggningar och antas ske genom nitrifikation i den övre delen av filterbädden och denitrifikation i den undre filterbädden (NVV, 1993).

#### **4.1.7 Termisk behandling**

Vid indunstningsprocesser förångas lakvattnet och ångan och flyktiga ämnen separeras från koncentratet som består av ämnen med hög kokpunkt eller ämnen som ej förångats t.ex. salter (RVF, 2003). Höga ammoniumhalter leder till att ammoniak avgår till luften vid höga temperaturer. För att förhindra ammoniakavgång måste pH sänkas vilket leder till ett starkt surt koncentrat som måste neutraliseras (RVF, 2003). För anläggningar som ligger på en plats med lämpligt klimat kan frysdestillering vara en intressant teknik för att behandla lakvatten (IVL, 2009). I frysdestilleringsprocesser utnyttjas de fysikaliska egenskaperna hos föroreningarna och vatten. Det bygger på att lakvatten fryses ner och det bildas olika faser som är olika förorenade. Antingen kan detta ske i lakvattendammar där vattnet efter viss frysning separeras från isen som bildats eller så används en snökanon där snön som bildas är

förorenat lakvatten. När temperaturen sedan stiger kommer smältvattnet att vara smutsigast i början och ett renare vatten kan avskiljas. Till nackdelarna hör att metoden är ytkrävande och ger en koncentrerad rest som behöver omhändertas (IVL, 2007).

## **4.2 Biologiska reningsprocesser**

Biologisk rening är de mest populära reningsmetoderna, mycket på grund av att de är effektiva och billiga (EPA, 1995). Metoderna bygger på att efterlikna de naturliga nedbrytningsprocesser som sker i vattendrag för att på ett energi- och kostnadseffektivt sätt behandla förorenat vatten. Då det är naturliga processer som ska efterliknas gäller det att ge mikroorganismerna rätta förhållanden för att optimera deras tillväxt och upptag av näringsämnen samt deras nedbrytning av föroreningar. Genom att påverka olika faktorer som är viktiga för mikroorganismerna påverkas deras förutsättningar för nedbrytning (Mara och Horan, 2003). Konventionell kväverening med autotrof nitrifikation och heterotrof denitrifikation används oftast för kväverening av avloppsvatten.

Biologiska reningsprocesser innefattar allt från naturliga system, luftade dammar, våtmarker till avancerade anläggningar. När det gäller de mer avancerade anläggningarna, finns det två övergripande områden som delar upp processen. Det är biofilm- och aktivt slamprocesser (Mara och Horan, 2003; Henze et al, 2002). Dessa två tekniker kan appliceras i en rad olika system av reaktorer, mestadels kontinuerliga reaktorer men även i satsreaktorer (SBR: sequencing batch reactor). Bland reaktorer för kontinuerlig drift inräknas biobäddar, biorotorer, fluidiserande bäddar, rörliga bäddar och membranreaktorer (Mara och Horan, 2003). Fram till 1980-talet användes nästan enbart biobäddar och biorotorer. Under 1980-talet började biologiska luftade filter att användas till rening av industrivatten. Sedan dess har utvecklingen av olika biologiska behandlingsmetoder skett. Bland annat utnyttjas aktivt slam för att skapa bra förhållande för mikroorganismer vid rening av vatten. På 1990-talet började supportsystem (immobilisering av mikroorganismer på bärare) för biomassan att användas och kunde då med fördel användas för att uppgradera befintliga reningsverk med aktivt slam.

### **4.2.1 Bevattnings**

Naturliga system används för svagt förorenat lakvatten och som namnet indikerar används naturen till att reducera mängden föroreningar som sprids till omgivande områden (Wang et al, 2004). Lakvattnet sprayas över områden bevuxet med skog eller annan vegetation eller över gamla stängda avfallsanläggningar. Det är observerat att den nitrifikation som förekommer naturligt i marken kan vara lägre än den nitrifikation som förekommer i avloppsvattenreningsanläggningar. Problem som kan uppkomma i ett naturligt reningssystem är att ej optimerad hydraulisk spraytid kan förstöra jordstrukturen och vegetationen (Wang et al, 2004).

### **4.2.2 Översilningsyta**

Översilningsmetoden för rening av lakvatten innebär att lakvatten pumpas upp och tillåts rinna över ett bevuxet svagt sluttande område (IVL, 2007). Växternas rötter och döda växtdelar bildar ytor för bakterier att växa på och minskar erosionen av jord (Ljunggren, 2008). Genom att vattnet tillförs intermittent bidrar detta till att ytan syresätts med intervaller (IVL, 2007). Vid syresättning kan nitrifikation ske, men även denitrifikation och viss fastläggning av metaller och organiskt material kan uppkomma (NVV 8306, 2008). Processen är temperaturberoende men ger inte upphov till avfall och stora driftkostnader, men kan dock behöva kompletteras med andra metoder för att uppnå fullgod rening.



### 4.2.3 Luftade dammar och våtmarker

Luftning av dammar är den vanligaste behandlingsmetoden för lakvatten i Skandinavien och övriga Europa (RVF, 2003; IVL, 2007). Investeringskostnad samt driftkostnaden för luftade dammar och våtmarker är relativt låg (Wang et al, 2004). Uppehållstiden i en luftad damm är avgörande för effektiviteten, och därmed också storleken på dammen. Flytande luftare används oftast för att försörja dammarna med syre och i stora delar av dammen sker då aerob nedbrytning (Wang et al, 2004). Kväveavskiljning kan bero på assimilativt kväveupptag, nitrifikation med denitrifikation, eller ammoniakavgång till omkringliggande luft. Luftningen påverkar pH genom att fördriva kolsyra vilket leder till en höjning av pH. Lakvattens pH ligger generellt omkring 6,6–8,9, och en höjning av pH till över 8 leder till att en del ammonium-N avdrivs i form av ammoniak (Smol, 2008). Risken för ammoniakavgång ökar vid ökad vindstyrka och vid höjd temperatur (RVF, 2002). Järn- och manganhalten minskar vid luftning på grund av att järn och mangan oxideras från 2-värt till 3-värt vid luftning och dessa ämnen faller ut som hydroxider. Tungmetaller som är bundna till sulfider i lakvattnet oxideras vid luftning av lakvattnet och metaller och sulfat frigörs. Viss reduktion av organiskt material förekommer i luftade dammar, beroende på storleken på kvoten BOD/COD (Smol, 2008). För lakvatten med en kvot på BOD/COD > 0,4 sker en mycket kraftig reduktion av BOD och COD, men vid en BOD/COD kvot på 0,1 sker ingen märkbar reduktion av BOD eller COD vid behandling i luftade dammar (RVF, 2002).

För en effektiv aerob biologisk rening bör förhållandet BOD:N:P vara 100:4:1, vilket är svårt att uppnå med lakvatten som generellt har lågt BOD och lågt fosforhalt, medan kvävehalten är relativt hög (RVF, 2002). I en biologisk damm sedimenterar mikroorganismer och andra partiklar, och detta måste med några års mellanrum avlägsnas från botten för att inte få en alltför grund damm. Luftade dammar kan normalt behöva kompletteras med en annan behandlingsmetod för att uppnå tillräcklig rening (RVF, 2002; Frascari et al 2004). Till exempel kan ett system av luftade dammar och våtmarker skapa en miljö som gynnar både anaerob och aerob behandling av lakvattnet (Wang et al, 2004).

Konstruerade våtmarker är grunda dammar där olika vattenväxter har etablerats, och de kan även innehålla flytande örter av vattenväxter (Wang et al, 2004). Även våtmarker kräver stor anläggningsarea, men tål i gengäld relativt stora variationer i inflödet. Våtmarker skapar ofta bra anaeroba miljöer där denitrifikation kan ske. Denna typ av behandlingsteknik kräver inte tillsyn och underhåll i samma utsträckning som en avancerad anläggning kräver (Lagerkvist et al, 2003).

### 4.2.4 Reningsmetoder med aktivt slam

Reningsmetoder med aktivt slam är en av de mest grundläggande metoderna för rening av lakvatten (Wang et al, 2004). Metoden bygger på att bakterier och andra mikroorganismer lever i slammet som bildas av agglomererade organismer samt partikulära föroreningar (NE, 2008). Slammet måste efter reaktion separeras från det renade vattnet och detta sker genom sedimentering av slammet och dekantering av det renade vattnet (Henze et al, 2002). Halten partiklar i slammet regleras genom uttag av överskottsslam och återföring av en del av slammet till reaktorn. Metoden används generellt mest till kvävereducering men har även en förmåga att biokemiskt oxidera biologiskt nedbrytbara organiska föreningar (Wang et al, 2004). SBRs (Sequencing Batch Reactor/satsvis biologisk reaktor) har visat sig ha potential att användas vid biologisk behandling av lakvatten. En SBR karakteriseras av att olika processer kan fortgå i samma reaktor (RVF, 2002). Nitrifikation, denitrifikation samt sedimentering tillåts att ske under delar av en cykel. Fördelen med en SBR med aktivt slam för lakvatten är stor flexibilitet och möjlighet att styra processen och slamåldern (RVF, 2002).

#### 4.2.5 Reningsmetoder med biofilmsteknik

Biofilmsteknik bygger på immobiliseringen av mikroorganismer på en fast yta där de bildar en biofilm. Biofilmsanläggningar kan bestå av många olika praktiska tillämpningar såsom biobäddar, luftade filter, roterande diskar, fluidiserande bäddar, rödliga bäddar, SBBR (Sequencing Batch Biofilm Reactor) med flera. Nitrifikationshastigheten i en biofilmsanläggning kan bli begränsade av syretillgång och ammoniumtillgång (Henze et al, 2002) samt masstransportpåverkan då substrat och syret ska transporteras till biofilmen och produkterna ska transporteras därifrån (Ødegaard, 2006). I alla biofilmsprocesser spelar diffusion av substrat ut och in i biofilmen en stor roll och är en begränsande faktor (Henze et al, 2002). Då djupet av biofilmen som substratet kan tränga igenom generellt är mindre än 100 µm, så är den optimala biofilmen tunn och jämnt fördelad över bärarytan. Nackdelar med reningsalternativ med biofilm är att bärarmaterialet står för en stor kostnad vid investering samt att syrebehovet för att uppnå maximal nitrifikationshastighet är stort (Ødegaard et al 1994 citerad i Welander et al, 1997; Wang et al, 2004). Nedan följer beskrivningar av olika biofilmsmetoder som används vid rening av lakvatten.

*Biobädd (Tricklingfilter)* processen introducerades redan år 1890 och är ett av de tidigare systemen för biologisk avloppsvattenrening (Bitton 1999). Biobäddprocessen består av en reaktor fylld med filtermaterial. Exempel på filtermaterial som kan användas är krossad kalksten, keramiska material, behandlat trä, kol eller plastmaterial. Det förorenade vattnet distribueras ovanifrån och filtreras genom materialet där biofilm utvecklas. Biobäddarna är lättskötta, har låg underhållskostnad och processen är pålitlig. Nackdelarna är att en hög belastning av organiskt material kan orsaka att filtret sätter igen på grund av massiv tillväxt av biofilm (Hem et al, 1993). Detta orsakar även syrebrist i biofilmen (Bitton, 1999). Biobäddprocessen har även nackdelen att filterflugor kan utvecklas och ställa till med problem under driften (Bitton 1999) och att processen inte är volymeffektiv (Ødegaard, 2006).

*Biorotorprocessen (Rotating biological contactors)* är en reningsprocess bestående av ett antal diskar som är festsatta på ett horisontellt skaft och dessa diskar roteras sakta i det förorenade vattnet (Bitton, 1999). På diskarna utvecklas en biofilm. Diskarna är till ungefär 40 % nedsänkta under vattenytan, vilket möjliggör luftning av den del som uppehåller sig omgiven med luft, samt att överflödigt biofilm slås av. Första delen av en biorotor tar framför allt bort organiskt material, medan efterföljande delar står för ammoniumoxidationen i form av nitrifikation. Heterotroferna som oxiderar organiska ämnen konkurrerar ut nitrifierarna på den första delen av biorotorn, men allt eftersom halten av organiska ämnen minskar kan nitrifierarna tillväxa. Biorotorprocessen har fördelen av låg kostnad, lite underhåll och resistens mot momentant höga föroreningshalter (Bitton, 1999). Till nackdelarna hör problem med mekaniska fel (Ødegaard, 2006).

*Fluidiserandebädd (Fluidized bed reactor)* används till lakvattenrening (Renou et al, 2008) och bygger på tekniken att biofilm tillväxer på små bärarpartiklar som hålls suspenderade i det flöde som skapas genom dragkrafter från uppåtströmmande vatten (Mara och Horan, 2003). Fördelarna med en reaktor av typen fluidiserandebädd är den höga reduktionen av kol och kväve, med kort uppehållstid och genom stor mängd fixerad mikrobiell biomassa. Att syretillförseln kan hållas hög samt att en liten mängd slam produceras är andra fördelar med en fluidiserandebädd. Till nackdelarna hör att systemet är känsligt för en jämn fördelning av flödet samt att det är svårt att kontrollerar biofilmens parametrar (Mara och Horan, 2003). En ojämn fördelning av flödet över biomassan kan leda till hydraulisk instabilitet (Ødegaard, 2006) och driftproblem. Igensättning leder till att det ofta är nödvändigt med en

diskontinuerlig drift därför att det finns ett behov av tillbakaspolning för att förhindra igentäppning (Ødegaard, 2006). Effektiviteten för en fluidiserande bädd kan ökas vid en tillsats av aktivt kol till bädden (Renou et al, 2008).

*Suspenderad biofilm.* Tekniken bygger på immobilisering av biomassa på friflytande bärare som hålls i konstant omrörning. MBBR (Moving bed biofilm reactor) -processen är en patenterad (Rusten et al, 2006) suspenderad biofilmsprocess och innehåller bärare i plast som har en densitet precis under vattnets densitet och en stor inre yta där biofilm får möjlighet att tillväxa (Ødegaard, 2006). En MBBR reaktor kan användas till aeroba, anoxiska och anaeroba processer och den verkar som en reaktor med kontinuerligt flöde. Bärarna hålls hela tiden i omrörning antingen genom luftinblåsning eller med omrörare. Påväxten av biofilm på bärarna påverkar tjockleken på biofilmen och således också hastigheten med vilken substraten når mikroorganismerna. Den biofilm som eftersträvas är därför relativt tunn och jämnt fördelad över bärarna. Detta kan påverkas genom att turbulensen i reaktorn är av sådan grad att onödiga biofilm skavs bort (Pastorelli et al, 1997; Rusten et al, 2006). Samtidigt underlättar turbulensen transporten av substraten till biofilmen (Rusten et al, 2006). Fyllnadsgraden av bärare i reaktorn är valbart och beror på mängden substrat och uppehållstiden. Standardfyllnaden är 67 %. Den maximala fyllnadsgraden ligger på 70 % då en fyllnadsgrad över denna kan orsaka problem med att hålla bärarna i konstant suspenderad omrörning (Ødegaard, 2006). Fyllnadsgraden beräknas på volymen av bärarna i en tom reaktor (Ødegaard et al, 2000). Det har visats att biofilmsarean är en nyckelparameter vid design av MBBR processer och att effektiviteten beräknas som  $g/(m^2d)$  (Ødegaard et al, 1999). Effektiviteten för en MBBR beror primärt på tillväxten på den aktiva bärarytan och inte på reaktorns volym. I en biofilmsprocess kan hastigheten för att omvandla substrat till produkter förväntas följa en första ordningens reaktion. Dock kan reaktionsordningen reduceras till  $\frac{1}{2}$  ordningens reaktion eller noll ordningens reaktion om substrat koncentrationen är låg eller om transporten av substrat genom biofilmen begränsas, respektive när enzym kinetiken för substrat omvandlingen är den begränsande faktorn (Hem et al, 1994).

#### 4.2.6 Nya biologiska processer

Nedan följer korta beskrivningar om nya biologiska metoder för kvävereducering som har framtagits i syftet att förbättra kvävereningen på koncentrerade flöden från avfall. Vid höga ammoniumkoncentrationer och höga temperaturer kan en Sharonprocess vara idealisk (singel reactor high activity ammonium removal over nitrite process) (Ahn, 2006). I denna patenterade process samkörs både autotrof nitrifikation samt heterotrof denitrifikation under aeroba förhållanden.

Anaerob ammoniumoxidation (Anammox) är en ny process som, till skillnad från vanlig nitrifikation där ammonium-N oxideras till nitrat-N med kemolitoautotrofa bakterier under strikt aeroba förhållanden, använder sig av litoautotrofa *Planctomycetales* bakterier och processen drivs anaerobt (Ahn, 2006). Dessa bakterier kan tillgodogöra sig ammonium som energikälla även då det råder brist på syre. Denna process innefattar att nitrit används som elektronacceptor och det bildas kvävgas, men bakterierna använder även nitrit som elektron-donator för att kunna producera cellmaterial. Nackdelen med anammox processer är att det krävs både nitrit och ammonium initialt för att processen ska kunna startas. Alltså måste 55-60 % av ammoniumet föroxideras till nitrit men dock ej till nitrat. I en anammox-process omvandlas 10 % av den inmatade nitriten till nitrat. En annan nackdel med anammox-processer är att tiden för uppstart är väldigt lång eftersom anammoxbakterier tillväxer mycket sakta (Ahn, 2006).

Vid en samkörning av sharon-processen och anammox-processen konverteras ammonium till nitrit i en partiell nitrifikation utan heterotrof denitrifikation inblandad (Ahn, 2006). Vid en jämförelse av klassisk nitrifikation/denitrifikation och partiell nitrifikation/anammox gjord av Fux och Siegrist (2004), visade sig den partiella nitrifikation/anammox-processen vara mer ekonomiskt fördelaktig. Vid heterotrof denitrifikation kan det, vid höga halter av nitrit i reaktorn, förutom kvävgas bildas dikväveoxid, vilket är en nackdel ur miljösynpunkt. Intermediärer vid anammoxprocessen är de mycket toxiska ämnena hydroxylamin och hydrazine. Därtill kan tilläggas att denna kombinerade process kräver mindre syre och alkalinitet samt att det inte behövs någon extern organisk kolkälla.

Ibland nya processer, specificerade för ammoniumavskiljning återfinns canon-processen, NO<sub>x</sub>-processen, OLAND-processen och aerobisk deammonifiering. Konceptet för canon-processen följer den för den kombinerade sharon- och anammox-processen, men med skillnaden att i canon-processen sker hela processen i en reaktor (Ahn, 2006). För att detta ska vara genomförbart måste de två olika typerna av bakterier för de olika processerna samarbeta i en och samma reaktor. Detta genomförs genom att nitrifierare oxiderar ammonium-N till nitrit-N samtidigt som de konsumerar syre så att det skapas anoxiska förhållande vilket är fördelaktigt för den anammoxiska processen. Eftersom canon-processen är en kompakt metod som ger goda egenskaper för biomassan kan den bli en mer ekonomisk och effektiv tillämpning för avloppsvatten än lakvatten.

NO<sub>x</sub>-processen bygger på att i en kombinerad nitrifikation/denitrifikationsreaktor kan små mängder NO<sub>x</sub> (ammonium:NO<sub>x</sub> = 1000-5000:1) användas för att kontrollera och stimulera denitrifikationen (Ahn, 2006). Under syresatta förhållanden stimulerar NO<sub>x</sub> (NO/NO<sub>2</sub>) nitrifikationen och denitrifikationen simultant. OLAND-processen (oxygen-limited autotrophic nitrification and denitrification) efterliknar canon-processen med skillnaden att OLAND använder sig av konventionella aeroba nitrifierares denitrifikationsförmåga medan canon använder sig av anammox bakterier. OLAND och även den snarlika processen aerob deammonifiering har mekanismer som ej är fullt klarlagda. Mängden ammonium dessa processer klarar att reducera i fullskala är än så länge låg.

De biologiska behandlingsmetoderna bygger alla på ett utnyttjande av de naturliga processer som sker i mark och vatten. Att försöka optimera förutsättningarna för de mikroorganismer som är involverade i dessa processer kan göras på en mängd olika sätt, mer eller mindre effektiva och ekonomiskt fördelaktiga. Då befintlig teknik skulle utvärderas för att sedan kanske kunna nyttjas i den luftade dammen på Gärstad, valdes biofilmsteknik som en lämplig teknik. Fördelen med biofilmsteknik i detta fall är att mikroorganismerna i den luftade dammen skulle få en yta att kolonisera.

## 5 Nitrifikation med bärarmaterial

Chen et al (2008) har i en rapport utvärderat ett bärarmaterial bestående av små tubformade polymermaterial (HDPE: High Density PolyEthylene) mixade med oorganiskt material i nanoformat (cokepulver, zeolit och aktivt kol). Mixningen med oorganiska material var för att öka den inre ytan och göra den mindre slät för att på så sätt möjliggöra för fler mikroorganismer att kolonisera ytan. Ødegaard et al (2000) visade i en rapport att storleken och formen på bärarna i en MBBR inte spelar någon roll så länge som den aktiva bärarytan är densamma. I en undersökning av 14 stycken olika bärarmaterial visade Bolton et al (2006) att ackumulationen av biofilm berodde förutom på bärarnas area även på bärarmaterialets egenskaper. Welander et al (1997) visade även de att egenskaperna för bärarmaterialsytan är viktig för resultaten. Det är främst den aktiva ytans storlek som är av betydelse. Men en stor ökning av bärarytan minskar genomflödet genom bäraren och diffusionen minskar. Loukidou och Zouboulis (2001) har i sin studie använt sig av återvunnet förpackningsmaterial som bärarmaterial, vilket har fördelen av mycket låg kostnad. Dock visade dessa bärare efter enbart 3 veckor i bruk på problem där delar av bärarna lossnade och började ackumuleras på botten. Alltså är bärarmaterialets hållbarhet även viktig att undersöka vid valet av bärarmaterial förutom den specifika arean och bärarmaterialets egenskaper.

### 5.1 Biofilm

Biofilm kan bildas på alla ytor under rätt förhållanden och kan användas till biologiska applikationer såsom biofilmreaktorer för vattenrening, eller för produktion av etanol eller citronsyra (Mara och Horan, 2003). Dock förekommer oönskad biofilmsformation på en rad olika ställen, allt från vattentorn, rör, skeppsskrov till lungor, tänder och urinledare.

Varför mikroorganismer väljer att växa som en del av en biofilm eller andra aggregat istället för att leva som en dispergerad cell kan bero på varierande orsaker. Det beror bland annat på tillgången på substrat, skydd, interaktioner mellan organismerna, fysiska krafter såsom dragningskraft, adsorption och vidhäftning (Mara och Horan, 2003). Förhållandet mellan mikroorganismer i en biofilm skapar mikromiljöer där specifika förhållanden råder som t.ex. gradienter i substratkoncentration, pH, fördelning av elektrisk laddning och protonkoncentrationer. På grund av dessa lokala miljöer skapas en naturlig selektion av mikroorganismer. Hur mikroorganismerna fixerar sig vid ytan beror på vilken organism och på ytans struktur. När väl mikroorganismer har fäst sig på ytan har de möjlighet att tillväxa och föröka sig. Samtidigt tillverkar de extracellulära polymerer som bildar ett gelantinliknande matrix (Mara och Horan, 2003). Dessa polymerer har olika uppbyggnad beroende på vilken mikroorganism som tillverkar dem, men generellt består de av olika heterogena polysackarider (Bitton, 1999). Tillväxten av mikroorganismer är oftast lägre i en biofilm men produktionen av extracellulära polymerer är högre vilket leder till en skyddad miljö (Mara och Horan, 2003). Det extracellulära nätverket ger organismerna en ökad förmåga att hålla sig kvar på ytan, och dessutom påverkar det biofilmen förmåga att hållas samman.

Strukturen i en biofilm är heterogen och karakteriseras av kluster innehållande celler och utsöndrade polymerer (Mara och Horan, 2003). Mellan dessa kluster finns kanaler och porer med vätska. Varje kluster kan innehålla olika lager av olika mikroorganismer. Organismer som återfinns i biofilm är främst bakterier, svamp, alger, protozoer och makrovertebrater (Bitton, 1999). Bakterier tar upp och bryter ner lösliga organiska ämnen. Partiklar som fastnar i biofilmen kan även degraderas av extracellulära enzymer. Nitrifierande bakterier trivs i biofilmen under vissa förhållanden. Vid låga pH värden dominerar svamp biofilmen. De typer

av protozoer som förekommer i biofilm är flagellater, ciliater och amöbor (Bitton, 1999). Dessa lever på bakterier och stimulerar därigenom bakteriernas tillväxt, även om biomassan blir mindre. Ciliater finns närvarande i nästan alla typer av aeroba biologiska reningssystem. Majoriteten av ciliaterna livnär sig på bakterier men några ciliater livnär sig på andra organismer inklusive andra mindre ciliater. Att protozoer och andra predatorer är närvarande i biofilmer kan påverka framförallt långsamväxande bakterier som nitrifierare. Makrovertebrater som nematoder och larver livnär sig också på biofilmen och ser till att tjockleken på biofilmen hålls nere. De flercelliga djuren förekommer främst då biofilmen är gammal (Bitton, 1999). De är t.ex. sällsynta i luftade biofilmsprocesser. Vissa arter av anaeroba bakterier kan förekomma i de understa lagren av biofilmen. Då halterna av BOD är låga kan autotrofa nitrifierare tillväxa. Denitrifierare kan tillväxa i de anaeroba lagren av biofilmen. Svampar kan också användas till biologisk rening i en biofilm och dessa kan fördelaktigt tävla med bakterier då det råder låg temperatur eller vid höga substratkoncentrationer. Några arter av alger och cyanobakterier kan tillväxa på biofilm och orsaka igenväxning av biofilter, annars har alger och cyanobakterier en liten roll i att kolonisera biofilmen.

Initialt binder organiska ämnen till den fasta ytan och därefter koloniserar gramnegativa bakterier ytan, tätt följda av filamentösa bakterier (Mara och Horan, 2003). Bakteriers storlek är liten vilket gör deras yttre yta stor i jämförelse med deras volym. Detta skapar en fördel i jämförelse med andra mikroorganismer då deras assimilering av substrat går fort vilket leder till en högre tillväxt. *Zoolega*, *Pseudomonas*, *Chromobacter*, *Achromobacter*, *Alcaligenes* och *Flavobacterium* är exempel på gram negativa heterotrofa bakterier som oftast förekommer i biofilm då avloppsvatten renas i biofilmsprocesser (Mara och Horan, 2003). *Nitrosomonas* och *Nitrobacter* är nitrifierande bakterier och förekommer i biofilmen då det finns tillgång till syre. Andra bakterier som kan förekomma i biofilm är filamentsbildande bakterier som *Beggiatoa*, *Thiotrix* och *Sphaerotilus*. De filamentsbildande organismerna kan under vissa förhållanden bilda en tjock biofilm som ej slås bort av mekanisk påverkan. I dessa fall kan biofilter sättas igen och drifttekniska problem skapas. Dessa mikroorganismer kan även bidra till skumbildning. Exempel på organismer som kan återfinnas i skummet är *Gordana*, *Nocardia* och *Rhodococcus*, *Microthrix parvicella*, *Streptomyces spp.*, *Micromonospora* (Bitton, 1999).

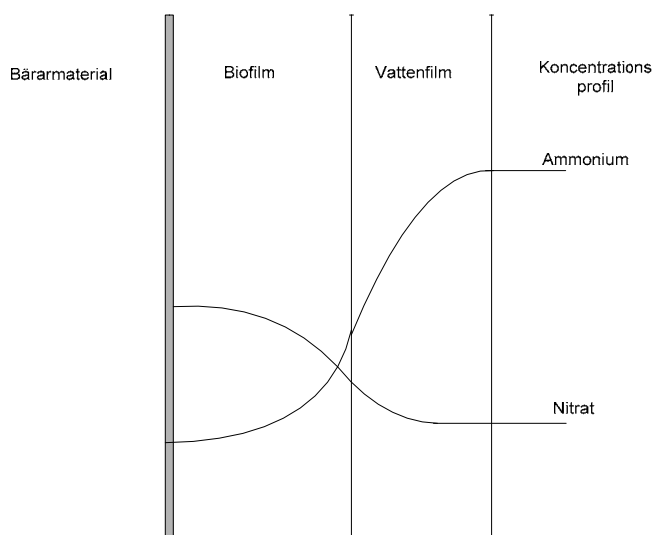
Tjockleken på en biofilm kan tillväxa till ett par millimeter eller även någon centimeter men vanligast är att de är mellan 10 µm till 1 mm tjocka. Cellkoncentrationen inuti biofilmen är oftast  $10^7$ - $10^9$  celler/cm<sup>2</sup> (Mara och Horan, 2003) och miljön i en biofilm påverkas av yttre faktorer. Problem kan uppkomma då biofilmens understa lager börjar brytas ner eller då gasbildning sker vilket leder till att biofilmens stabilitet eller vidhäftning påverkas (Mara och Horan, 2003). I tekniska applikationer kan ackumuleringen av biofilm kontrolleras genom att överflödig biofilm slås bort mekaniskt, t.ex. genom att skapa turbulens vilket gör att bärarmaterialet skaver mot varandra.

Nitrifierare är autotrofa bakterier och de kan i de fall då den organiska mängden i lakvattnet är hög bli utkonkurrerade av heterotrofa bakterier (Rusten et al, 2006). De heterotrofa bakterierna har en högre specifik tillväxthastighet vilket gör att de kan reproducera sig snabbt och upptar då stora delar av bärarytan. En heterotrof bakteries dubblingstid kan under rätt förhållanden vara 20 minuter (Mara och Horan, 2003). Den höga tillväxten underlättar för dessa bakterier att konkurrera ut andra arter i biofilmen. Då tjockleken på en biofilm påverkar masstransporten av substrat och produkter kan en aerob biofilm efter ett tag bli anaerob i det understa lagret då diffusionen av syre blir begränsad. Heterotrofer och autotrofer konkurrerar

även om tillgången på syre vilket medför att nitrifikationshastigheten kan begränsas av syrebrist då tillgången på organiskt material är högt. Med hjälp av FISH-teknik (fluorescence in situ hybridization) har man kunnat visa att i en reningsprocess för både nitrifikation och nedbrytning av organiskt kol återfinns heterotrofa bakterier ovanpå nitrifierande bakterier under låga syreförhållanden (Nogueira et al, 2002). Vid höga halter löst syre, kan syre tränga ner i de nitrifierande lagren av biofilmen och de heterotrofa bakterierna verkar då som ett skyddande lager för nitrifierarna, vilka då inte har lika lätt att nötas bort från bärarytan.

## 5.2 Diffusion i biofilm

En nackdel med biofilmsteknik är att vid rening av föroreningsämnen kan diffusionsbegränsningar leda till att mikroorganismerna blir mindre effektiva (Henze et al, 2002). Detta orsakas av att föroreningarna måste transporteras genom biofilmen för att kunna omvandlas av mikroorganismerna. Tillgången på substrat inuti biofilmen styrs av koncentrationsgradienten genom biofilmen. Utanpå biofilmen av extracellulära polymerer och mikroorganismer finns en vattenfilm som fungerar som ett gränssnitt mellan biofilmen och omgivande vattenfas (Chen et al, 2006). Det är på grund av detta som kinetiken för en biofilms reaktioner innefattar masstransport. Diffusionen som sker i vattenfasen då ingen reaktion sker, ger en rätlinjig distribution av koncentrationen (Henze et al, 2002). Vid produktion av nitrat böjer distributionskurvan uppåt och på liknande sätt sker en nerböjning av distributionskurvan vid minskningen av ammonium in mot bärarytan (Figur 3). Nitrifikationshastigheten i en biofilm ligger i jämvikt mellan behovet av substrat från mikroorganismerna och biofilmens förmåga att transportera substratet med hjälp av diffusion (Chen et al, 2006). Turbulens minskar tjockleken på vattenfilmen och en hög turbulens möjliggör en snabbare transport av substrat från vattenfasen till biofilmen. Vid en hög vattenhastighet ökar substrattransporten genom biofilmen samtidigt som en högre hastighet leder till en tunnare biofilm (Mara och Horan, 2003). Då låg hastighet på vätskan samt hög mängd substrat råder kan biofilmen bli för tjock vilket leder till en långsam diffusion av substrat till de innersta lagren av biofilmen. Under dessa förhållanden kan delar av biofilmen slås bort vilket kan skapa instabilitet i biofilmen.

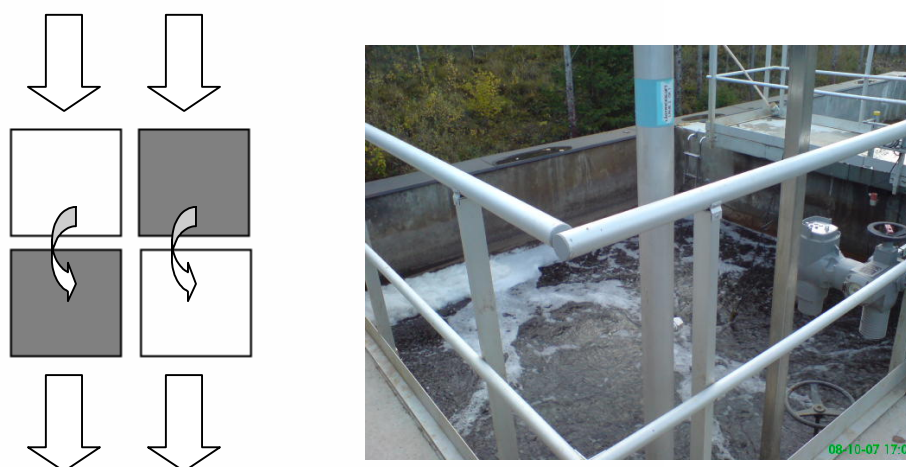


**Figur 3.** Principiell skiss över koncentrationen av ammonium och nitrat genom en biofilm. Utanför biofilmen finns en vattenfilm som fungerar som ett gränssnitt mellan biofilmen och vattenfasen (bulk). I vertikalt led visas koncentrationen och horisontellt visas avståndet in till bärarmaterialet.

### 5.3 Nitrifikation med bärmaterial - en anläggningsstudie

Hovgårdens avfallsanläggning i Uppsala är en anläggning i Sverige som använder sig av nitrifikation med bärmaterial i det biologiska steget vid rening av lakvatten. Lakvattnet som bildas på Hovgården har sitt ursprung i industriavfall, askdeponering samt deponering av slam från omkringliggande avloppsreningsverk (Miljörapport Hovgården, 2007). Lakvattnet leds först till ett kemiskt oxidationssteg där kaliumpermanganat tillsätts. Järn, mangan och svårnedbrytbara organiska ämnen oxideras och separeras genom ett lamellsedimenteringssteg. Det därefter följande biologiska steg består av två parallella linjer där varje linje består av två luftade bassänger. Varje linje har vardera en bassäng som innehåller bärmaterial, AnoxKaldnes K3-bärare med en fyllnadsgrad av 29 % av den totala volymen. För att utreda om belägningsgraden på bärarna skilde sig placerades bärarna endast i fack 2 i linje 1 och i fack 1 i linje 2 (Figur 4). De bassänger som inte innehöll bärare luftades enbart. Under hösten 2008 flyttades allt bärmaterial i linje 2 till det andra facket i samma linje, så att båda linjerna fick samma utformning (Ohlsson, 2008). Till det biologiska steget tillsätts fosforsyra för att fosfor ej ska vara en begränsande faktor för nitrifierarna. Efter det biologiska steget leds lakvattnet via en sedimenteringsdamm och två parallella polerdammar ut till recipienten Funbosjön (Miljörapport Hovgården, 2007). Om det finns kvarvarande fosfor i utgående lakvatten finns det möjlighet att fälla det med en polyaluminiumprodukt (PAX) (Olsson, 2008). Inget alkalinitetshöjande ämne tillsätts, och syrehalten är 4,5 mgO<sub>2</sub>/l sommartid (vattentemperatur 20 °C) och 6 mgO<sub>2</sub>/l vintertid (vattentemperatur 10 °C). Att hålla syrehalten på en nivå som inte kräver allt för mycket energi balanseras mot att nitrifikationshastigheten är temperaturberoende. Alltså tillsätts mer syre vintertid då temperaturen är lägre.

Om man räknar med en nitrifikationshastighet på 0,031 gNH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>(bärryta)h (0,744 g/m<sup>2</sup>d) vid 10 °C ger det vid 29 % fyllnadsgrad 4,5 mg NH<sub>4</sub>-N/m<sup>3</sup> reaktorvolym och timme (0,11 g/m<sup>3</sup>d). Den hydrauliska uppehållstiden är 14 timmar.



**Figur 4. Den biologiska reningen av lakvatten vid Hovgårdens avfallsanläggning, Uppsala. Till vänster ett flödesschema med två parallella linjer innehållande två dammar i varje linje. De grå rutorna representerar de dammar som förutom luftning även innehåller bärare. Till höger visas den första linjens luftade steg.**



## 5.4 Nitrifikationshastigheter

Sätt att öka nitrifikationshastigheten i anläggningar för lakvattenrening kan vara att öka mängden substrat och mängden löst syre (Welandar et al, 1997). Även en tillsats av nitrifierande bakterier till en nitrifikationsanläggning med låg omsättning kan ge en ökning av nitrifikationshastigheten. Ökningen av populationen nitrifierare kan dock enbart fortgå till den gräns där lakvattnets innehåll av ammonium och näringsämnen inte längre kan stödja tillväxten. I nedanstående tabell (Tabell 2) visas nitrifikationshastigheten i olika anläggningar med biofilmsteknik samt olika anläggningar med annan biologisk reningsteknik för att ge en jämförelse. Hastigheten visas antingen som  $\text{gN/m}^3\text{d}$  eller  $\text{gN/m}^2\text{d}$ , det senare syftar till att ge nitrifikationshastigheten per area bäraryta och dygn. Då nitrifikationshastigheten beror på en mängd olika parametrar är en entydig slutsats svår att dra från de hastigheter som har erhållits från litteraturen. Den hastighet som erhöles på Hovgården  $0,744 \text{ gN/m}^2\text{d}$  kan jämföras med de fullskaleanläggningar som visas i tabell 2 där hastigheten är högre än den anläggning som litteraturen beskriver i Norge men lägre än den kombinerade anläggning i Italien för aktivt slam och biofilmsteknik. De försök som är utförda i labbskala med MBBR teknik har utförts under högre temperatur än den som Hovgården har dimensionerats för och därtill är hastigheten högre. Den volumetriska hastighet som erhålls vid Hovgården är lägre än de volumetriska hastigheter givna i tabellen. Denna hastighet är beroende av fyllnadsgraden av bärarmaterial eller den specifika arean för biofilmsprocesser.

Tabell 2, Nitrifikationshastigheter i olika typer av anläggningar för att behandla ammonium-N förorenat vatten.

| Anläggning                                           | Parametrar                                                                       | Nitrifikationshastighet                                | Referens och kommentarer                     |
|------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------|----------------------------------------------|
| <b>Biobädd</b>                                       | 16 °C                                                                            | 72 gN/m <sup>3</sup> d                                 | (Knox, 1985 citerad i Welander et al, 1997b) |
| <b>Biologiska filter</b>                             |                                                                                  | 0,5-1,9 gNH <sub>4</sub> -N/m <sup>2</sup> d           | (Hem et al, 1994), avloppsvatten             |
| <b>Pilotförsök fluidiserande bädd med aktivt kol</b> | pH 9                                                                             | 640 gN/m <sup>3</sup> d                                | (Horan et al, 1998), lakvatten               |
| <b>Labförsök aktivt slam, Sverige</b>                |                                                                                  | 264-648 gN/m <sup>3</sup> d                            | (Heander, 2007), lakvatten                   |
| <b>Pilotförsök SBR aktivt slam, Sverige</b>          |                                                                                  | 552 gN/m <sup>3</sup> d                                | (Heander, 2007), lakvatten                   |
| <b>Pilotförsök SBR aktivt slam, Sverige</b>          | 15-25 °C, pH 6,2-8,7                                                             | 150-175 gNH <sub>4</sub> -N/m <sup>3</sup> d           | (AnoxKaldnes och SYSAV, 2008), lakvatten     |
| <b>Aktiv slam process</b>                            | 13 °C                                                                            | 504 gN/m <sup>3</sup> d                                | (Knox, 1985 citerad i Welander et al, 1997b) |
| <b>Semipilotförsök biofilmsreaktor</b>               | 28 °C                                                                            | 1,5 kgN/ m <sup>3</sup> d                              | (Kim et al, 2006), lakvatten                 |
| <b>Labförsök suspenderade bärare</b>                 | 20 °C, bärare av makroporös cellulosa                                            | 960 gNH <sub>4</sub> -N/m <sup>3</sup> d               | (Welander et al, 1997a), lakvatten           |
| <b>Pilotförsök suspenderade bärare</b>               | 16 °C, bärare Natrix modell 12/12C                                               | 576 gN/m <sup>3</sup> d                                | (Welander et al, 1997b)                      |
| <b>Labförsök MBBR Portugal</b>                       | pH 7,6, 15 °C DO 6,9 mgO <sub>2</sub> /l                                         | 0,95 gNH <sub>4</sub> -N/m <sup>2</sup> d              | (Rusten et al,2006)                          |
| <b>Labförsök MBBR Sverige</b>                        | 22-24 °C                                                                         | 1 gN/m <sup>2</sup> d                                  | (Ekenberg, 2007), lakvatten                  |
| <b>Labförsök MBBR Kina</b>                           | Bärare av HDPE*                                                                  | 320 gN/m <sup>3</sup> d                                | (Chen et al 2008), lakvatten                 |
| <b>Pilotförsök MBBR</b>                              | DO 4,5-5 gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>                                         | 0,7-1,0 gN/m <sup>2</sup> d                            | (Hem et al, 1994) avloppsvatten              |
| <b>Pilotförsök MBBR, Sverige</b>                     | pH 6-8                                                                           | 0,5 gN/m <sup>2</sup> d motsv. 200 gN/m <sup>3</sup> d | (Ekenberg et al, 2008),lakvatten             |
| <b>MBBR Norge</b>                                    | pH <sub>medel</sub> 6,2, temp. 9,2 °C. 0,45 gNH <sub>4</sub> -N/m <sup>2</sup> d | 0,30 gNH <sub>4</sub> -N/m <sup>2</sup> d              | (Rusten et al,2006) Fullskalig fiskfarm      |
| <b>Kombinerad aktivt slam och MBBR, Italien</b>      | Temp 15 °C, DO>5 mgO <sub>2</sub> /l                                             | 1,2-1,5 gN/m <sup>2</sup> d                            | (Ødegaard, 2006). lakvatten                  |

\*läs mer om dessa bärare under kapitel 5 rening med bärarmaterial

## 6 Gärstad avfallsanläggning

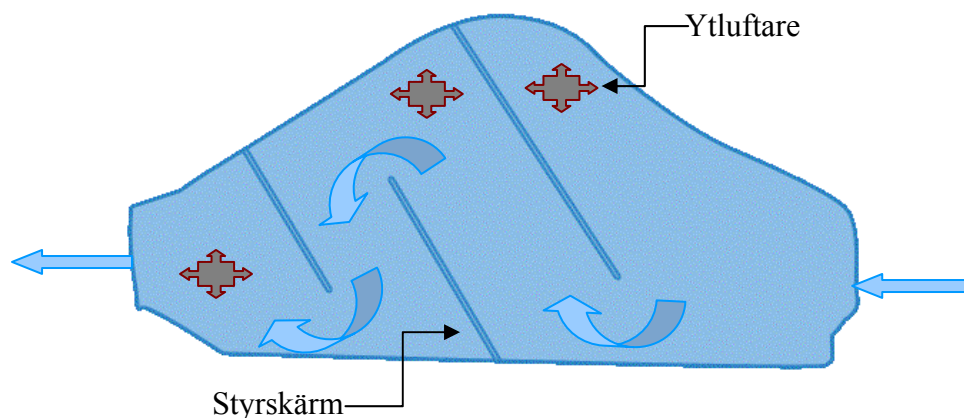
Gärstad avfallsanläggning ligger 3 km nordost om Linköping. Inom detta område kan privatpersoner samt företag lämna avfall för förbränning eller återvinning (Miljörapport, 2007). Icke brännbart avfall, metallhydroxidslam, slagg och askor deponeras. Hela området ligger på tät lermark och som granne ligger AB Svenska Leca. Uttaget av lera till produktionen av lecakulor har lett till fördjupningar i omkringliggande lerjord. Tidigare verksamhet på Gärstad avfallsanläggning har bestått till mestadels av att deponera industriavfall och hushållsavfall upp till marknivå i fördjupningarna efter leruttagen. Även latrin och olika typer av specialavfall såsom slakteriavfall har deponerats på olika ställen inom området. Den nuvarande verksamheten pågår på marknivå och avfallsbehandlingen innefattar mottagning, sortering, mellanlagring, långtidslagring, deponering, behandling och förbränning (Figur 5). För att förbränningen av avfall ska bli jämn sorteras och blandas avfallet till en lämplig bränsemix. En viss mellanlagring av balat avfall sker periodvis i väntan på förbränning. Bottenaska från avfallsförbränningen sorteras och används som konstruktionsmaterial inom området. Oljeskadad jord tas omhand genom kontrollerad kompostering. Flytande industriavfall behandlas i en anläggning kallad Rengärd. Efter behandling leds renat vatten från Rengärd till lakvattensystemet. Metallhydroxidslam och metallhaltigt avfall deponeras i en deponicell för miljöfarligt avfall.



Figur 5. Gärstad avfallsanläggning. Med tillstånd från Magnus Hammar, Tekniska verken i Linköping AB

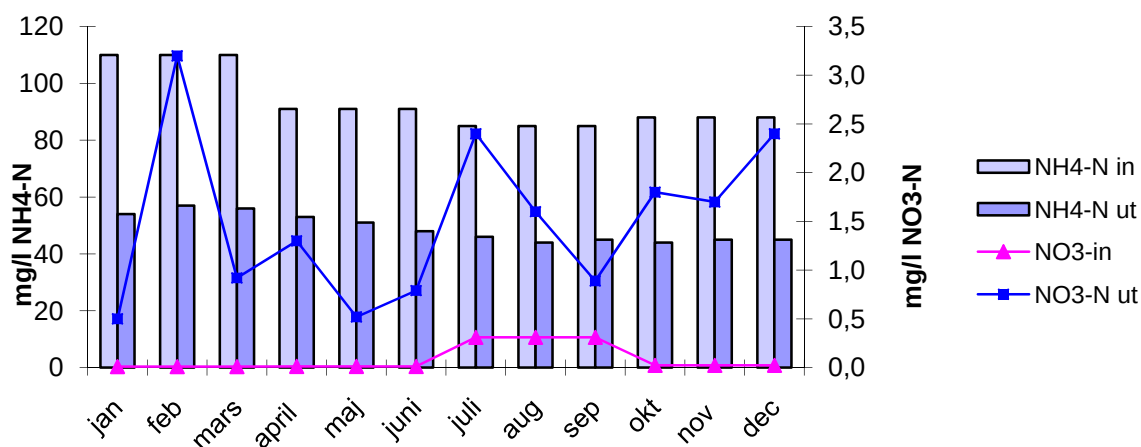
## 6.1 Lakvattenrening på Gärstad avfallsanläggning

Två av fördjupningarna från företaget Leca's utvunning av lera används idag som dammar till lakvattenreningen (Figur 5). Mycket fördelaktigt förhindrar den täta lerbotten läckage till omkringliggande områden. Lakvattnet från deponin leds först till den östra dammen (75 000 m<sup>3</sup>), som även är den minsta av de två (Miljörapport, 2007). I anslutning till den östra dammen byggdes 2007 en översilningsyta där vattnet pumpas upp och rinner över en svagt sluttande bevuxen yta tillbaka till dammen. Syftet är att öka nitrifikationen i systemet (Hammar, 2008). Lakvattnet leds från den östra dammen över till den västra dammen (100 000 m<sup>3</sup>) med självfall. Den västra dammen är som djupast 4-5 m precis vid inloppet och den är som grundast (ca. 1 m) vid utloppet. Den luftas med 3 stycken ytluftare och flödet igenom dammen styrs av 3 stycken styrskrävar (Figur 6). Den teoretiska uppehållstiden över de båda dammarna är ca. 12 månader. Tack vare lång uppehållstid fungerar den östra dammen som ett utjämningsmagasin och utjämnar det ojämna flödet från deponins olika delar. Slutligen pumpas lakvattnet till en våtmark (ca. 2,1 ha) bestående av 9 dammar bevuxna med ett stort urval av olika växter. Syftet är att här denitrifiera nitrat som bildats i dammarna. Efter våtmarken leds det nu renade lakvattnet ut till recipienten Stångån via Kallerstadsdiket. Se Appendix I för en karta över området för lakvattenrening vid Gärstad avfallsanläggning. Iga och Vargas (2004) utförde nitrifikationsförsök med aktivt slam och lakvatten från den luftade dammen på Gärstad avfallsanläggning och jämförde resultaten med en standard (SS-EN-ISO-5909). De fann att lakvattnet inte verkade inhiberande på nitrifikationen utan istället stimulerande. Syrgaskoncentrationen i den västra dammen mättes i maj 2008 ca. 50 m från inloppet till dammen och var 9,8 mgO<sub>2</sub>/l i ytskiktet, 9,7 mgO<sub>2</sub>/l på ett djup av 30 cm och 0,4 mgO<sub>2</sub>/l på ett djup av 90 cm (Carr och Landberg, 2008).



Figur 6. Den västra lakvattendammen med tre styrskrävar och tre ytluftare.

Prover tagna på inkommande vatten till lakvattenreningsprocessen är tagna som samlingsprov per kvartal. Prover tagna på utgående vatten som släpps till recipient är tagna som stickprov en gång i månaden. Totalt skedde en medelreduktion av ammonium-N på 56 % under hela lakvattenreningsprocessen, från uppsamlingen av lakvatten till utsläppet till recipient (Figur 7). I dammarna skedde 48 % av reningen av ammonium-N medan våtmarken renade 8 % av ammonium-N. Halten nitrit i ingående och utgående vatten var försumbar. Halten nitrat-N var under 0,5 mg/l i ingående vatten och varierade mellan 0,5-3,3 mg/l i utgående vatten från dammarna. Halten BOD<sub>7</sub> i inflödet till dammarna låg på 104 mg/l och i utgående flöde på 7 mg/l i medelvärde över året 2007 för samma teoretiska vattenpaket.



Figur 7. Halterna av ammonium och nitrat in till och ut från de två dammarna för lakvattenrening vid Gärstad avfallsanläggning. Värdena är tidsförskjutna ett år för att visa halterna för ett teoretiskt vattenpaket som urlakades 2006 och släpptes till recipient 2007 med ca ett års uppehållstid. Invärdena är alltså från 2006 medan utvärdena är från samma månad fast från år 2007.

### 6.1.1 Behandlingsanläggning av flytande industriavfall

Inom Gärstad avfallsanläggning ligger en behandlingsanläggning för behandling av flytande industriavfall kallad Rengärd. Där tas det förorenade vattnet emot i flera mottagningsbassänger och leds till två parallellkopplade indunstare (Pettersson, 2008). Genom indunstning koncentreras och separeras det förorenade vattnet från emulgerade, dispergerade och suspenderade partiklar. Kondensatet genomgår en biologisk behandling och leds därefter till den östra dammen för att tillsammans med lakvatten genomgå ytterligare behandling. Detta medför att lakvattnets sammansättning beror till en del av effektiviteten vid Rengärds avloppsrening. Det biologiska steget består av en luftad flödesreaktor med bärarmaterial (Pettersson, 2008). Pettersson (2008) har i sin rapport om förbättrad effektivitet av det biologiska steget vid Rengärd kommit fram till att en tillsats på 2 mg/l fosfor till det biologiska steget ger en positiv effekt på reduceringen av BOD och COD. Då föroreningshalten i inkommande vatten till det biologiska steget varierar kan en betydande mängd fosfor återfinnas i utgående vatten. Detta vatten leds vidare till östra dammen, vilket betyder att fosfor kan komma att nyttjas i lakvattenreningen, vilket är en fördel då det är risk för fosforbrist i dammen. P-mag är det fosforhaltiga ämnen som har valts som tillsats i det biologiska steget då det är ett flytande gödningsmedel och därför kan tillsättas med doseringspump. Det innehåller 12,4 % P, 0,8 % N och 4,3 % Mg. Kostnaden för ett kilo P-mag uppgår till 12,25 SEK (Pettersson, 2008).



## 7 Tänkbara förändringar för att öka kväverening på Gärstad

Sammanfattningsvis kan det konstateras att fysikaliskt-kemiska lakvattenreningsprocesser generellt har fördelarna av att ha en kort uppstartningstid och dessutom har de flesta processer låg känslighet för temperaturförändringar (Lema et al, 1988). De är dock vanligtvis dyra (Wang et al, 2004) och efterlämnar stora kvantiteter av använda kemikalier och föroreningsämnen (Lema et al, 1988). Det är därför inte aktuellt i dagsläget att använda sig av fysikaliskt-kemiska reningsmetoder för rening av lakvatten vid Gärstad. Då den nuvarande reningsprocessen är biologisk är det naturligt att försöka förbättra denna. De tänkbara förändringar som har valts att undersökas i denna rapport har varit, att öka tillgången på ytor för mikrobiell tillväxt, eventuell fosfobegränsning samt temperaturberoendet. Genom laborieförsök ska nitrifikationshastigheten analyseras för att utreda vilka tänkbara förändringar som skulle gynna en ökning av nitrifikationshastigheten i den luftade dammen.

Då nitrifikationen är temperaturberoende och aktiviteten minskar vid låg temperatur kan en höjning av temperaturen i dammen ge ökad nitrifikation. Gärstad kraftvärmeverk ligger i närheten av dammarna och en tänkbar ökning av temperaturen i dammarna skulle kunna komma från detta ställe med en minimal energiåtgång.

Med tillsats av fosfor till lakvattendammen kan en möjlig ökning av nitrifikationshastigheten ske. Då fosfor kommer att tillsättas till det biologiska reningssteget på Rengärd i form av gödningsmedlet P-mag var det naturligt att undersöka dess inverkan på nitrifikationen. Dock kan andra former av fosfatsubstanser verka mer lättillgängliga för nitrifierarna och ge större effektivitet.

Genom att öka ytan för bildning av biofilm i en luftad damm skulle nitrifikationshastigheten kunna ökas. Då reaktorprocesser, vare sig det är aktivt slam eller biofilmsteknik kräver relativt mycket tillsyn och underhåll anses de vara för avancerade för lakvattenreningen på Gärstad. Dock skulle en applikation av någon process kunna användas för att öka ytorna i den luftade dammen. Den tänkta processen ska vara näst intill självgående, men ändå robust och hållbar. Biofilmsalternativet valdes för att undersöka i laboratorieskala om bärarmaterial skulle vara ett alternativ för förbättringen av nitrifikation i den luftade dammen.

Även flytande öar av vattenväxter alternativt alger har diskuterats som ett alternativ för ökad kväverening i den luftade dammen. Dels för att kväve tas upp av växterna men också för att växternas rotsystem bildar en tillväxtyta för biofilm. Dock har en studie av Hamersley et al (2003) visat att om det finns mycket organiska partiklar i vattnet, förekommer de nitrifierande bakterierna mestadels på de suspenderade partiklarna och bara i liten utsträckning på växtrötterna. Vattenhyacint och vattensallad är växter som har visat sig ha förmågan att växa och ta upp kvävet i kväveförorenat vatten (Sooknah och Wilkie, 2004; Fang et al, 2007). Växternas kväveupptag reducerar kvävet i vattnet men växterna måste skördas och biomassan som bildas måste tas om hand. Detta är faktorer som kräver resurser och skapar kostnader (Hamersley et al, 2003). Om den skördade biomassan är lämplig som substrat vid biogasframställning kan det ge fördelar att använda sig av flytande växter för att förbättra nitrifikationen i en luftad damm. Röttningsförsök har utförts med avseende på att utreda biogaspotential ur trådformiga grönalger på Gärstad (Uppdragsrapport, 2008). Utredningen visade att metanpotentialen var ganska låg men att röta alger är ändå värt att fortsätta undersöka då kostnaden är mycket låg för framställning av algerna. Odling av alger och växter för rening av lakvatten kan vara mer lämpad för varmare klimat då många växter har svårt att klara vinterhalvåret i tempererade klimatområden.





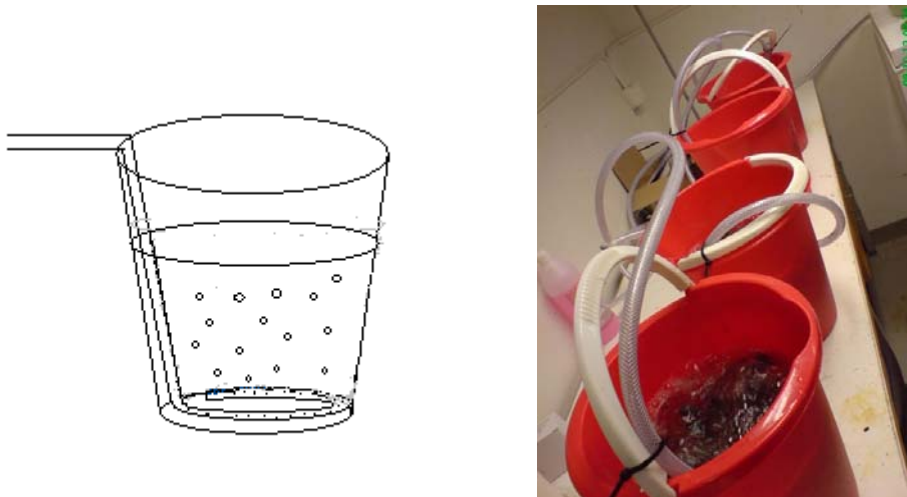
## 8 Material och metoder

### 8.1 Lakvattnets fosforhalt

Inledande fosfat-P och total-P prover togs för att utreda om det kunde råda fosforbrist i dammarna. Prover togs på tre ställen i de luftade dammarna, inloppet till den östra dammen, vid inloppet till den västra dammen från den östra och vid utloppet av den västra dammen. Dessa tre provställen valdes för att representera halten fosfat-P i dammarna. Proverna filtrerades i fält med 45 µm membranfilter innan de togs in för analys. Fosfortillskottet som tillsattes under försöken var växtnäringen P-mag producerad av Yara och  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  producerad av Onemed.

### 8.2 Reaktorförsök -generell design

Till experimenten användes fyra stycken satsreaktorer på en arbetsvolym av ungefär 5 liter vardera, kopplade parallellt med tryckluftsslangar. I botten på varje reaktor limmades slangen med epoxylim och hål (ø 5 mm) borrarades i slangen för att få ett jämt flöde av luftbubblor (Figur 8). Provvolymer 130 ml togs från reaktorerna varannan timme och användes till analys av ammonium-N, nitrat-N och nitrit-N. Även pH, temperatur och syrehalt mättes vid de provtillfällena.



**Figur 8.** Försöksupställning för nitrifikation av lakvatten med bärarmaterial. Till vänster, reaktor i genomskärning med tryckluftsslang fäst i botten. Till höger, fyra reaktorer parallellkopplade till en kompressor.

För att säkerställa att samma bäraryta erhöles vid försöken, räknades bärarna inför varje försök. Det fastställdes att 105 st. bärare fick plats i en liter.

Lakvatten till experimenten togs från övergången från östra dammen till västra dammen. I denna punkt har lakvattnet genomgått ett reningssteg i form av den östra luftade dammen samt översilningsytan. BOD och andra förorenande ämnen borde ha blivit reducerade av denna behandling och lakvattnet i denna punkt anses vara mildare mot nitrifikationsbakterier. Det är även på detta ställe en förbättring av nitrifikationen skulle kunna vara aktuell och det är då naturligt att ta detta vatten till experimenten. Lakvattnet till experimenten togs in inför varje experiment och kunde därför variera i sammansättning och halter.

Ungefär 30 liter bärarna hämtades den 7 oktober och förvarades i två Cipaxbehållare som ställdes upp bredvid utloppet för den västra lakvattendammen (Figur 9). Lakvatten (40 liter) från dammen fylldes på till de båda behållarna en gång om dagen efter att föregående dags vatten tappats ut. Under långtidsförsöket med fosfortillsats tillsattes fosfor till den ena av de

två behållarna tillsammans med lakvatten varje dag. I slutet av november/början av december sjönk temperaturen utomhus och bärarna frös fast och togs därför in i en container med cirkulerande varmluft där temperaturen var omkring 15 °C. De två sista försöken genomfördes efter att bärarna hade frusit fast i förvaringscipaxen och därefter tinats upp och förvarats i den varma containern.



**Figur 9.** Till vänster, Cipaxbehållare för förvaring av bärarmaterial, uppställd bredvid den östra lakvattendammen vid Gärstad avfallsanläggning hösten 2008. Till höger, AnoxKaldnes K3 bärare som användes till försöken.

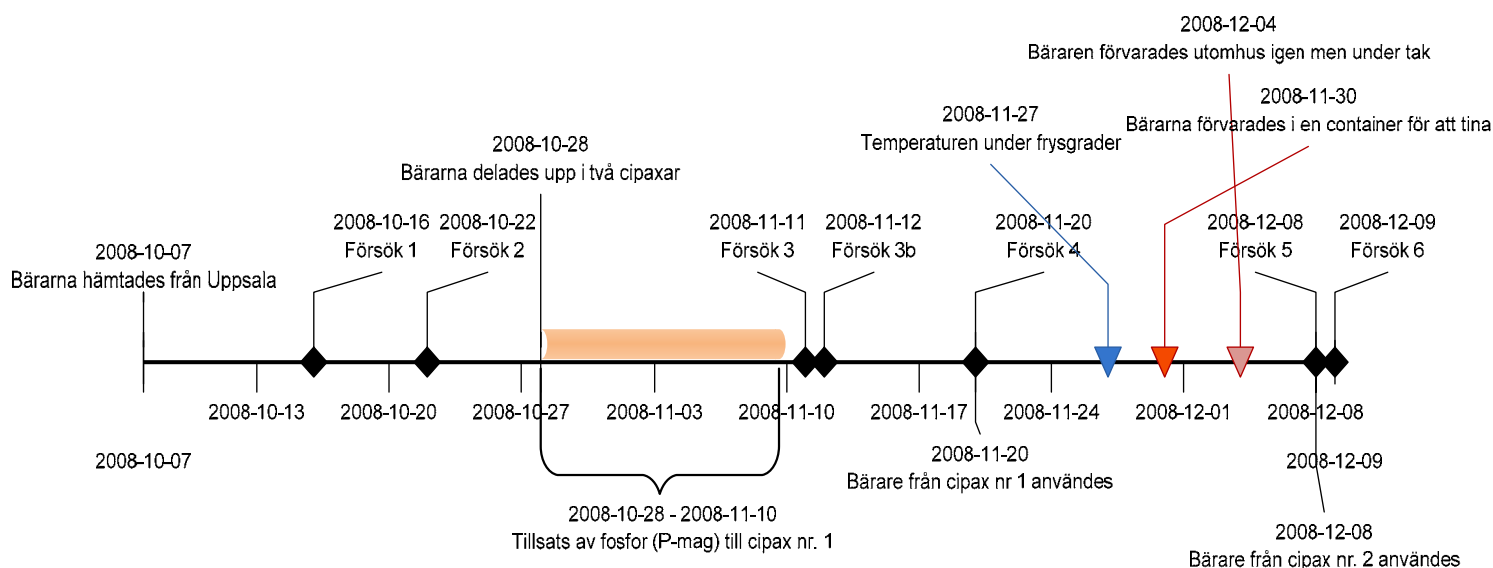
### 8.3 Bärarmaterial

Bärarmaterialet som användes till experimenten var AnoxKaldnes K3 bärare (Figur 9) av polyetylen (HDPE) med en densitet på 0,95 g/cm<sup>3</sup>. Bärarna är cylindriskt formade (ø 2,5 cm) med ett inre mönster av väggar för att öka den totala inre arean (Rusten et al, 2006). Den skyddade bärarytan för K3 bärare är 500 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> (dvs. motsvarande 100 % bärare) (Christensson, 2008; Rusten et al, 2006). Med skyddad yta menas den inre ytan av bärarna som inte utsätts för nötning mot andra bärare och reaktor väggen eftersom mikroorganismer inte får samma skyddade miljö om de växer på utsidan av bäraren. Vid en fyllningsgrad av 23 % av reaktorns tomma volym ges en bäraryta per m<sup>3</sup> reaktorvolym  $0,23 \cdot 500 = 115 \text{ m}^2$  och vid en fyllning av 46 %,  $0,46 \cdot 500 = 230 \text{ m}^2$ . Att starta upp en nitrifikationsprocess med nya bärare utan biofilm tar lång tid då nitrifierare är mycket långsamväxande. På grund av detta användes bärare som varit i nitrifikationsprocess sedan ett år tillbaka i rening av lakvatten vid Hovgårdens avfallsanläggning.

### 8.4 Försök

Experimentdelen delades in i 6 separata försök. Dessa försök genomfördes under perioden 15/10-8/12 2008 (Figur 10). Bärarna hämtades i början av december och togs då från en process i utomhustemperatur. De förvarades utomhus under hela försöksperioden fram till slutet av november då temperaturen sjönk till under 0 °C och bärarna frös fast i cipaxbehållarna. För att tina bärarna togs de in och förvarades i en tempererad container med omkring 15 °C. När sedan vädret gick mot mildare temperaturer togs bärarna ut igen och förvarades utomhus under tak. Efter försök 2 delades bärarna upp i två cipax behållare, varav den första behållaren erhöll en tillsats av fosfor (P-mag) under 2 veckor innan försök 3. Bärare från denna behållare användes även till temperaturförsöket (försök 4). Till försök 5 och 6 användes bärare från den behållare som inte erhöll fosfor innan försök 3. Mellan varje försök förvarades bärarna i den behållare de hade förvarats i innan, och de blandades innan

nya bärare togs ut. I försök 6 användes samma bärare som i försök 5, men bärarna blandades mellan de två reaktorer som hade lika behandling innan de delades upp.



**Figur 10. Tidslinje över den experimentella delen. Behandling under förvaring samt vilka bärare som användes under försöken visas.**

### 1. Test av försöksuppställning

I försök 1 testades nitrifikationen påverkan på pH samt försöksutrustningens duglighet för kommande korttidsförsök. Prover togs ut vid tidpunkterna 0, 2, 4, 6, 8 timmar för att undersöka huruvida aktiviteten var linjär eller ej. Samtliga reaktorer hade en fyllnadsgrad av bärrmaterial av 23 %. Två reaktorer hade en tillsats av fosfor i form av P-mag till en beräknad startkoncentration av 1,75 mg P/l.

### 2. Nitrifikation vid tillsats av bärrmaterial

Två reaktorer innehöll bärrmaterial med en fyllnadsgrad av 46 %, och de andra två kördes utan bärrmaterial men med samma volym lakvatten (5 liter). Prover togs ut vid tidpunkterna 0, 2 och 4 timmar för att kunna beräkna nitrifikationshastigheten.

### 3. Inverkan av längre tids P-dosering under förvaring

Delar av bärrmaterialet behandlades under förvaringen utomhus med tillskott av fosfat-P i form av växnäringen P-mag till en beräknad koncentration av 1,75 mg P/l. Samtidigt förvarades den andra delen av bärrmaterialet utan fosfortillskott under förvaringen. De två omgångarna med bärrmaterial togs in på laboratoriet och försök genomfördes först med bärrmaterialet med tillsats under förvaringen och direkt därefter utfördes försök med bärrmaterialet som ej hade erhållit fosfattillsatts under förvaringen. Till varje försök tillsattes fosfor till två av de fyra reaktorerna med en tillsats av P-mag till en beräknad startkoncentration av 1,75 mgP/l. Samtliga reaktorer hade en fyllnadsgrad av 46 %. Samlingsprov från de två reaktorer som behandlats på samma sätt togs innan och efter försöken och fosfat-P analyserades.

### 4. Temperaturens effekt på nitrifikationen

I detta försök testades nitrifikation under två skilda temperaturer. Samtliga reaktorer hade en fyllnadsgrad av 46 %. Två reaktorer hade en temperatur på 15 °C medan de andra två hade en temperatur på 5 °C. De bärare som hade blivit behandlade med fosfor under förvaringen innan försöket användes till detta försök.

## 5. Effekt av annat P-tillskott

Eftersom det visade sig svårt att erhålla den önskade P-halten i reaktorerna när P-mag användes så testades även en annan fosfatkälla i form av kaliumdihydrogenfosfat,  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ . Samtliga reaktorer i detta försök hade en fyllnadsgrad av 23 %. Samlingsprov på fosfat-P togs före och efter försöket. I två reaktorer tillsattes kaliumdihydrogenfosfat till en startkoncentration av 5 mgP/l medan de andra två reaktorerna ej erhöll någon fosfortillsats. Försök 5 och 6 utfördes med samma bärare och de kom från den behållare som förvarades utan fosfortillsats innan försöken.

## 6. Effekten av reducerad luftning och fosfortillsats

I detta försök användes också kaliumdihydrogenfosfat men syrehalten reducerades till ungefär hälften. Samlingsprov för analys av fosfat-P togs innan och efter försöket. I två reaktorer tillsattes kaliumdihydrogenfosfat till en startkoncentration av 5 mg P/l medan de andra två reaktorerna ej erhöll någon fosfortillsats. Samtliga reaktorer i försöket hade en fyllnadsgrad av 23 %.

## 8.5 Analysmetoder

Nitrat-N analyserades med en FIA star (Automatiserat analyssystem baserat på flow injection) med en provslinga på 200 µl. Analysmetoden baserades på FOSS Application note 5201-SE. Denna metod tillämpas vid analys av nitratkväve för olika typer av vatten såsom grund-, dricks-, yt- och avloppsvatten. Metoden bygger på principen att nitrat-N reduceras till nitrit-N i en kadmiumkolonn. Därefter bildar nitrit-N vid tillsats av sulfanilamidlösning en diazoförening som sedan reagerar med N- (1-naftyl)-etylen-diamin-diväteklorid och bildar ett azofärgämne. Detta färgämne går sedan att mäta i en spektrofotometer, där absorptionsen mäts vid en våglängd av 540 nm. Denna analys ger summan av nitrit-N och nitrat-N (reducerat till nitrit-N). Med analysmetoden baserad på FOSS Application note 5200 analyseras enbart nitrit-N. Mängden nitrat-N fås genom att subtraheras mängden nitrit-N från summan (nitrit+nitrat)-N.

Ammonium-N analyserades med Tecators analysmetod för Kjeltex, Application Sub Note 3502 och AN 300sv, ISO 5664. Metoden tillämpas för avlopps-, lak-, och ytvatten samt för slam. Genom att omvandla ammonium till ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) med hjälp av natriumhydroxid, kan ammoniaken ångdestilleras vidare till en mottagarkolv. Mottagarkolven innehåller borsyralösning och blandningen som bildas kan sedan titreras mot en känd syralösning. Ångdestilleringsprocessen sker i en Kjeltex maskin. Då det förekommer föroreningsrisk från luftens kväve förvaras proverna i slutna kärl eller täckes med plastfolie innan analys.

Fosfat-P analyserades med metoden SS-EN ISO 6878:2005. Ortofosfatjoner får reagera med molybdat- och antimonjoner i sur lösning till ett antimonfosformolybdatkomplex. Genom att reducera detta komplex med askorbinsyra bildas ett starkt blåfärgat molybdenkomplex som kan mätas spektrofotometriskt vid 880 nm.

Syrehalten mättes i dammarna och i reaktorerna med en portabel syremätare WTW Oxi 330i.

Temperaturen mättes med en elektronisk laborietermometer modell 363, WildMark.

pH mättes med en pH mätare från Metrohm (827 pH lab).

## 9 Resultat

Resultatet för den initiala provtagningen av fosfat-P och total-P (Tabell 3) visade att fosfathalten låg under värdet för möjlig inhibering vid alla provtagningspunkter i dammen.

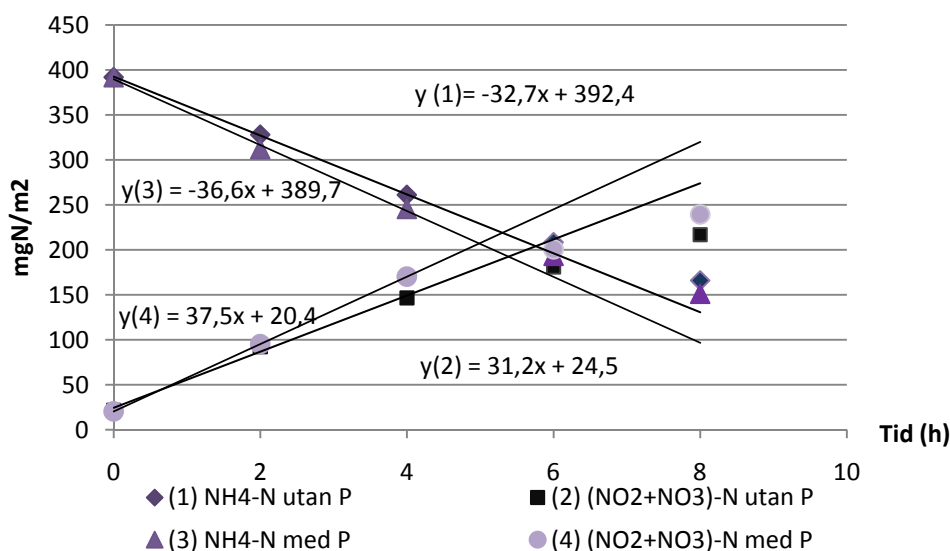
**Tabell 3. Halten av fosfat-P och total-P i dammar för lakvattenrening vid Gärstad avfallsanläggning den 17/9 2008**

| Provplats | Fosfat-P mg/l | Total-P mg/l |
|-----------|---------------|--------------|
| IN ö-damm | <0,010        | 0,34         |
| IN v-damm | 0,036         | 0,21         |
| UT v-damm | 0,019         | 0,16         |

### 9.1 Test av försöksuppställning

Ammoniumförbrukningen var linjär under de första fyra timmarna, men visade sen en tendens till att minska (Figur 11). Detsamma gällde bildningen av  $(\text{NO}_2 + \text{NO}_3)\text{-N}$ . En linjär regressionsanalys över de fyra första timmarna gav hastigheten  $0,78 \text{ gNH}_4\text{-N/m}^2\text{d}$  och  $0,75 \text{ g}(\text{NO}_2 + \text{NO}_3)\text{-N/m}^2\text{d}$  för reaktorer utan tillsats av P-mag. För reaktorerna med tillsats av P-mag var hastigheten något högre,  $0,88 \text{ gNH}_4\text{-N/m}^2\text{d}$  och  $0,90 \text{ g}(\text{NO}_2 + \text{NO}_3)\text{-N/m}^2\text{d}$ . Under försöket hade halten ammonium-N i försöket efter 8 timmar minskat med 54 % i reaktorerna utan tillsats av P-mag medan motsvarande siffra var 58 % för reaktorerna med tillsats av P-mag.

Temperaturen steg under försökets gång från  $17^\circ\text{C}$  till ungefär  $18^\circ\text{C}$  (Tabell 4). Även pH och syrehalten hade ett högre slutvärde än startvärde. Den procentuella syremättnaden var omkring 75 % i början av försöket men steg sedan till 98 % respektive 82 % för reaktorer utan respektive med P-mag (Tabell 4). Syremättnaden är framräknad med referensvärde från syremättnadstabell (Tabell 1).



**Figur 11. Nitrifikationshastigheten per bäraryta vid testförsöket av försöksutrustningen. Försöket tilläts fortgå i 8 timmar. Två av reaktorerna fick en tillsats av fosfat-P i form av P-mag och två reaktorer fick ingen tillsats av fosfat-P.**

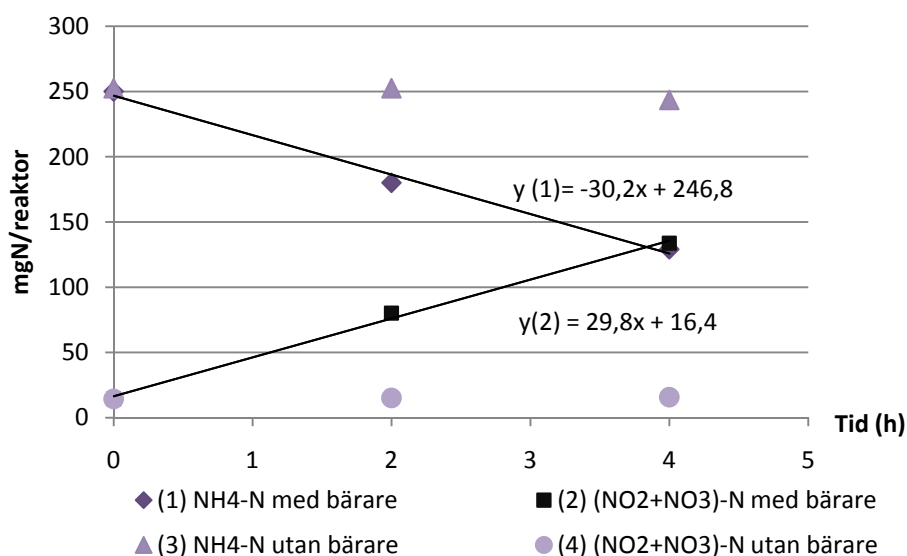
**Tabell 4. Syrehalt, temperatur, pH före och efter 8 timmars inkubation av bärarmaterial i lakvatten från Gärstad med och utan tillsats av 1,75 mgP/l i formen P-mag. Fyllnadsgraden var 23 %.**

|                 |       | pH  | Temp °C | O <sub>2</sub> mg/l | % syremättnad |
|-----------------|-------|-----|---------|---------------------|---------------|
| Reaktor utan P- | start | 7,7 | 17,0    | 7,3                 | ~75           |
| mag             | slut  | 7,8 | 18,3    | 9,3                 | ~98           |
| Reaktor med P-  | start | 7,7 | 17,0    | 7,3                 | ~75           |
| mag             | slut  | 8,0 | 18,4    | 7,8                 | ~82           |

## 9.2 Effekt av bärartillsats

Den nitrifikation som föregick i reaktorerna utan bärare var försumbart liten, medan mängden ammonium-N efter 4 timmar hade reducerats med 47 % i reaktorerna som innehöll 47 % bärarmaterial (Figur 12). Hastigheten var 0,72 gN/reaktor och dygn för både bildande av (NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub>)-N och minskningen av ammonium-N. Hastigheten per bäreryta var 0,6 gN/m<sup>2</sup> bäreryta och dygn för både bildandet av nitrit och nitrat samt minskningen av ammonium.

Medeltemperaturen var ungefär 17 °C under hela försöket och var något lägre (16,5 °C) för de reaktorer som innehöll bärarmaterial eftersom bärarmaterialet hade en lägre ursprungstemperatur än lakvattnet och därmed kylde ned det något. pH var ungefär 8 under försöket. Syrehalten var högre (8,1 mgO<sub>2</sub>/l) i reaktorerna utan bärarmaterial jämfört med 7,2 mgO<sub>2</sub>/l för reaktorerna med bärarmaterial och den procentuella syremättnaden var omkring 70 % i reaktorer med bärare och 80 % i reaktorer utan bärarmaterial.

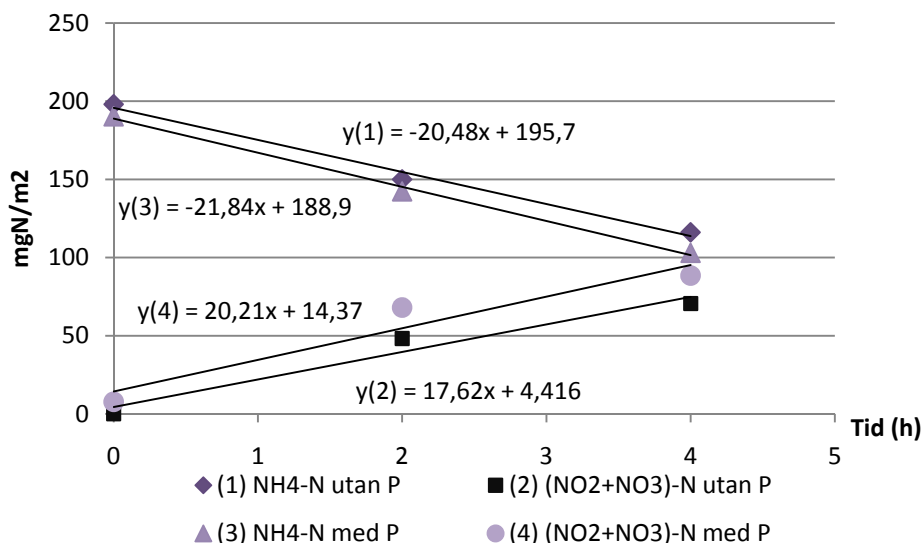


**Figur 12. Nitrifikationshastigheten per reaktor för försök med bärartillsats. Två reaktorer innehöll bärarmaterial medan två reaktorer enbart innehöll lakvatten. Hastigheten är beräknad per reaktor med kompensation för volymförlust i form av uttag av analysvolym.**

## 9.3 Inverkan av längre tids P-tillsats

Hastigheten för reaktorerna med bärare som förvarats i fosforrikt lakvatten var 0,49 gNH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>d samt 0,42 g(NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub>)-N/m<sup>2</sup>d (Figur 13). När samma bärare inkuberades i lakvatten med fosfortillsats var hastigheten något högre, 0,52 gNH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>d och 0,48 g(NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub>)-N/m<sup>2</sup>d. Motsvarande hastighet för reaktorer med bärare som förvarats i lakvatten utan fosfortillsats var 0,52 gNH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>d samt 0,46 g(NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub>)-N/m<sup>2</sup>d (Figur 14), vilket även det var något högre än när de inkuberades utan extra fosfor, då hastigheterna var 0,49 gNH<sub>4</sub>-

N/m<sup>2</sup>d samt 0,48 g(NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub>)-N/m<sup>2</sup>d. Det vill säga att det inte var någon skillnad mellan de bärare som förvarats med fosfortillsats och de som inte fått fosfor under förvaringen.



**Figur 13. Minskning av ammonium-N och bildning av (NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub>)-N för bärare som förvarats i lakvatten med tillsats av P-mag. Bärarna inkuberades i lakvatten från Gärstad avfallsanläggning med och utan tillsats av P-mag till den beräknade startkoncentrationen 1,75 mg/l P. Varje punkt utgör ett medelvärde av två reaktorer.**

Däremot blev det en större ammoniumavskiljning respektive bildning av (NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub>)-N när fosfor tillsattes under själva försöket i reaktorerna med bärare som förvarats med fosfortillsats (Figur 14). Bildningen av (NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub>)-N var dessutom lägre än minskningen av ammonium-N, vilket inte var fallet i reaktorerna med bärare som inte förvarats med fosfortillsats.

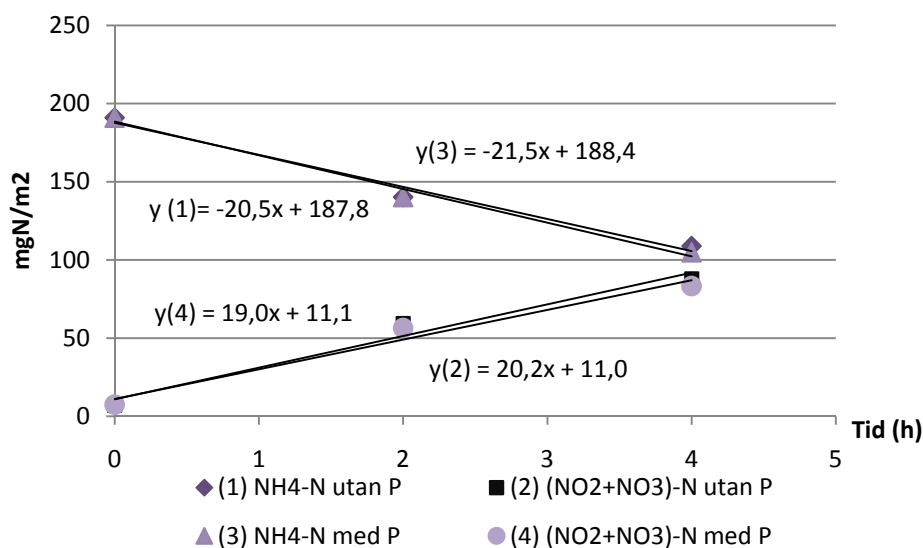
Vid försöket med fosfortillsats under förvaringen var starttemperaturen 17 °C och sjönk sedan ner mot 15-16 °C. pH värdet låg stabilt vid 7,5-8,0 och syrehalten var omkring 6 mgO<sub>2</sub>/l vilket motsvarar en syremättnadsgrad på ungefär 60 %.

Vid försöket utan fosfortillsats under förvaringen var starttemperaturen 18 °C och sjönk sedan ner till 13 °C efter 4 timmar. pH värdet var 7,7-8,3 och syrehalten var omkring 6 mgO<sub>2</sub>/l vilket motsvarar en syremättnadsgrad på ungefär 60 %.

Resultaten från analysen av fosfat-P halten innan och efter försöket visade att vid försöket med tillsats av fosfor under förvaringen var fosfat-P halten vid start 0,01 mgP/l då ingen fosfor hade tillsats samt 18,7 mgP/l då fosfor tillsattes under försöket (Tabell 5). Sluthalten av fosfat-P var i detta försök 1,9 mgP/l respektive 6,5 mgP/l, d.v.s. i slutet av försöket rådde överskott på fosfat-P i båda behandlingarna.

Resultaten av fosfat-P då fosfor ej tillsattes under förvaringen visade att fosfat-P var ≤ 0,01 mg P/l innan och efter försöket då ingen fosfor hade tillsats varken under förvaringen eller under försöket (Tabell 5). Då fosfor tillsattes under försöket var halten 0,7 mg P/l för att vid försökets slut vara ≤ 0,01 mg P/l, d.v.s. den tillsatta fosfaten kan ha fällts ut under inkubationen.





**Figur 14.** Minskning av ammonium-N och bildning av (NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub>)-N för bärare som förvarats i lakvatten utan tillsats av P-mag. Bärarna inkuberades i lakvatten från Gärstad avfallsanläggning med och utan tillsats av P-mag till den beräknade startkoncentrationen 1,75 mg/l P. Varje punkt utgör ett medelvärde av två reaktorer.

**Tabell 5.** Fosfathalten vid försök med längre tids tillsats av P-mag som fosfortillsats. Bärare förvarades i fosforrikt lakvatten innan försöket medan andra bärare ej erhöll någon fosfortillsats då de förvarades. Under inkuberingen av de fosforbehandlade bärarna tillsattes fosfor till två av de fyra reaktorerna och samma sak utfördes även på de bärare som inte hade behandlats med fosfortillsats under förvaringen.

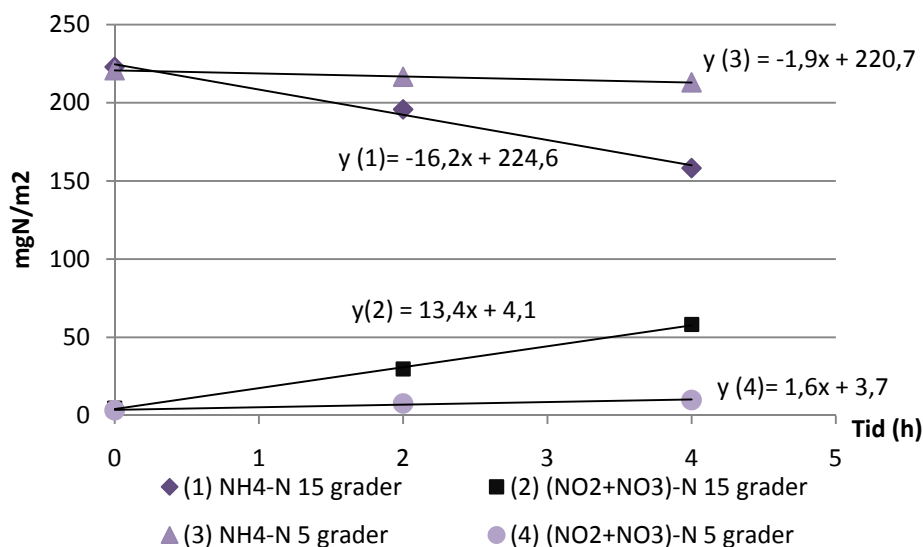
|                                        | Bärare förvarade med P (mgP/l) |             | Bärare förvarade utan P mgP/l |             |
|----------------------------------------|--------------------------------|-------------|-------------------------------|-------------|
|                                        | -P i försök                    | +P i försök | -P i försök                   | +P i försök |
| PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P före  | 0,01                           | 18,7        | <0,01                         | 0,7         |
| PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P efter | 1,9                            | 6,5         | <0,01                         | <0,01       |

#### 9.4 Temperaturens effekt på nitrifikationen

I detta försök var ammonium minskningen 0,38 gNH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>d vid 15 °C och 0,05 gNH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>d vid 5 °C (Figur 15). Motsvarande bildning av oxiderat kväve var 0,32 g(NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub>)-N/m<sup>2</sup>d respektive 0,04 g(NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub>)-N/m<sup>2</sup>d. Mängden ammonium hade efter 4 timmar reducerats med 27 % i reaktorerna med en temperatur på 15 °C medan motsvarande siffra var försumbart liten för reaktorerna med en temperatur på 5 °C.

Reaktorerna med 'börvärdes'-temperaturen 15 °C hade en variation i temperatur mellan 14-16 °C. Reaktorerna med 'börvärdes'-temperaturen 5 °C hade en variation i temperatur mellan 5,0-5,5 °C. pH var stabilt och låg på 8-8,3, där startvärdet var lägre än slutvärdet. Syrehalten var omkring 9 mgO<sub>2</sub>/l för reaktorerna med 15 °C och omkring 12 mgO<sub>2</sub>/l för reaktorerna med temperaturen 5 °C, motsvarande 95 % syremättnad i reaktorerna med temperaturen 15 °C och 100 % i reaktorerna med temperaturen 5 °C.





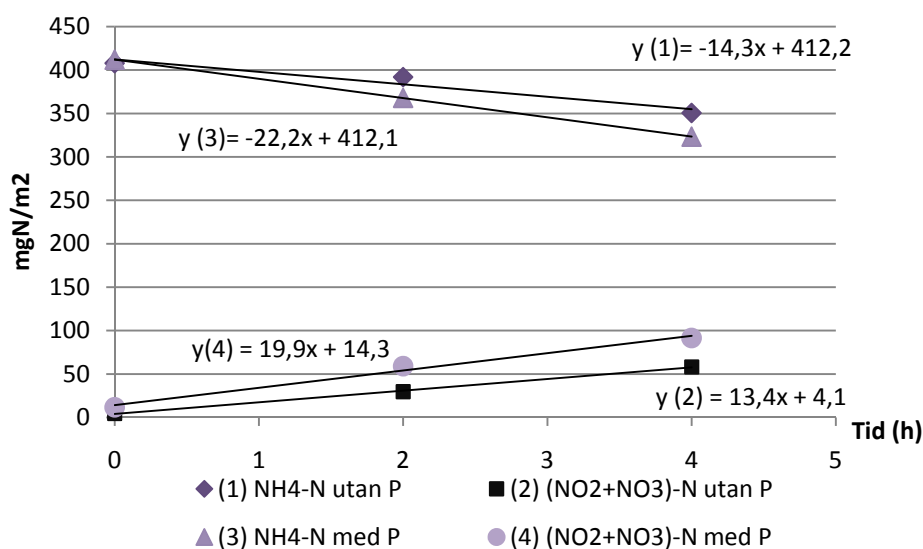
**Figur 15. Minskning av  $\text{NH}_4^+$ -N ( $\text{mg N/m}^2$  bärareyta) och bildning av  $(\text{NO}_2+\text{NO}_3)$ -N i reaktorer med bärarmaterial som inkuberats i lakvatten från Gärstad avfallsanläggning vid 5 °C och 15 °C. Varje punkt utgör medelvärde av två reaktorer.**

### 9.5 Effekten av annat P-tillskott

Nitrifikationshastigheten då  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  användes som fosfortillsats var  $0,53 \text{ gNH}_4\text{-N/m}^2\text{d}$  och  $0,48 \text{ g}(\text{NO}_2+\text{NO}_3)\text{-N/m}^2\text{d}$  (Figur 16). Motsvarande siffra för de reaktorer som inte erhöll tillsats av fosfor var  $0,34 \text{ gNH}_4\text{-N/m}^2\text{d}$  och  $0,32 \text{ g}(\text{NO}_2+\text{NO}_3)\text{-N/m}^2\text{d}$ . I detta försök kunde en effekt av P-tillsats på nitrifikationshastigheten påvisas, Hastigheten för ammoniumminskning ökade med 56 %.

pH under försöket varierade mellan 7,4-8,4 och temperaturen startade på ungefär 18 °C och sjönk sedan ner mot 13 °C efter 4 timmar. Syrehalten startade vid  $9 \text{ mgO}_2/\text{l}$  och ökade sedan till  $10 \text{ mgO}_2/\text{l}$ . Detta ger en procentuell syremättnad på 95 %.

Halten av fosfat-P var i reaktorerna utan tillsats av fosfor  $<0,01 \text{ mgP/l}$  både innan och efter försöket (Tabell 6). Halten av fosfat-P var i reaktorerna med tillsats av fosfor  $2,7 \text{ mgP/l}$  innan försöket och hade sjunkit till  $0,9 \text{ mgP/l}$  efter försöket.



**Figur 16.** Minskning av  $\text{NH}_4^+$ -N ( $\text{mg N/m}^2$  bärareyta) och bildning av  $(\text{NO}_2+\text{NO}_3)$ -N i reaktorer med bärarmaterial som inkuberats i lakvatten från Gärstad med  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  som fosfortillsats. Varje punkt utgör medelvärde av två reaktorer.

**Tabell 6.** Halter av fosfat-P på prover tagna innan och efter försöket där  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  tillsattes som fosfortillsats.

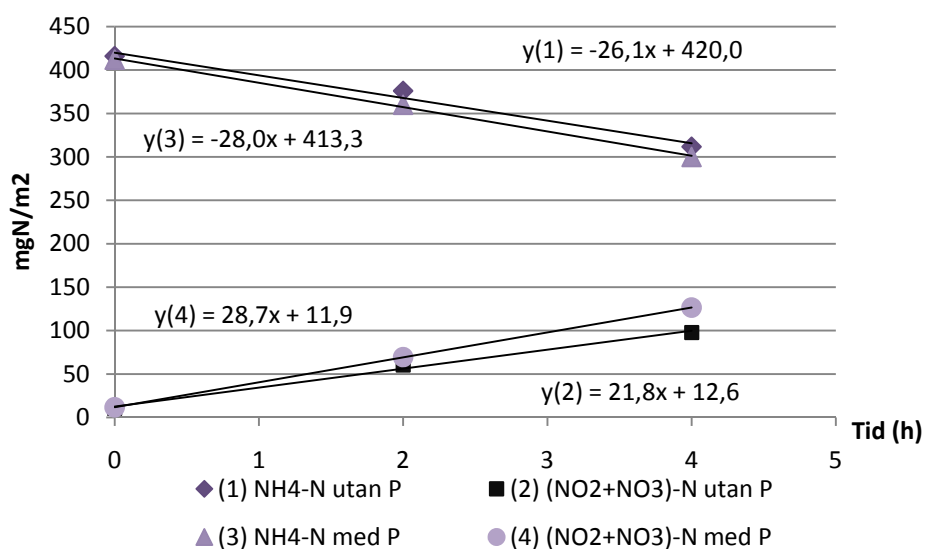
|                  | Fosfat-P mg/l<br>innan | Fosfat-P mg/l<br>efter |
|------------------|------------------------|------------------------|
| Reaktorer utan P | <0,01                  | <0,01                  |
| Reaktorer med P  | 2,7                    | 0,9                    |

## 9.6 Effekten av reducerad luftning och fosfortillsats

Nitrifikationshastigheten vid reducerad luftning och fosfortillsats var  $0,62 \text{ gNH}_4\text{-N/m}^2\text{d}$  och  $0,52 \text{ g(NO}_2+\text{NO}_3)\text{-N/m}^2\text{d}$  då fosfor inte tillsattes (Figur 17). Vid tillsats av fosfor var hastigheterna  $0,67 \text{ gNH}_4\text{-N/m}^2\text{d}$  och  $0,69 \text{ g(NO}_2+\text{NO}_3)\text{-N/m}^2\text{d}$ .

Halten fosfat-P då fosfor ej tillsattes var mindre än  $0,01 \text{ mgP/l}$  både innan och efter försöket (Tabell 7). Då fosfor tillsattes var halten  $3,1 \text{ mgP/l}$  innan och  $1,6 \text{ mgP/l}$  efter försöket.

pH varierade under försöket mellan 7,1-8,0 och temperaturen var stabil runt  $18^\circ\text{C}$ . Syrehalten varierade mellan  $3,6\text{-}6,3 \text{ mgO}_2/\text{l}$  vilket ger en procentuell syremättnad på 38-66 %.



**Figur 17. Nitrifikationshastigheten då syrehalten halverades och KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> användes som fosfortillsats. Alla fyra reaktorer hade en reducerad syrehalt men två av de fyra hade även tillsats av KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>.**

**Tabell 7. Fosfathalten vid försök med reducerad luftning och fosfortillsats med KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>**

|                  | Fosfat-P mg/l<br>innan | Fosfat-P mg/l<br>efter |
|------------------|------------------------|------------------------|
| Reaktorer utan P | <0,010                 | <0,010                 |
| Reaktorer med P  | 3,1                    | 1,6                    |



## 10 Diskussion

### *Bärarmaterial*

Resultaten från försök 2 med enbart lakvatten jämfört med lakvatten med bärarmaterial visar tydligt att en klar förbättring av nitrifikationshastigheten sker då bärarmaterial används. Detta leder till antagandet att den nitrifikation som dock tycks ske i den luftade dammen vid Gärstad sker på de ställen där bakterierna har tillgång till ytor att kolonisera (t.ex. på stenar, växter samt skärmarna för att leda runt vattnet). Även översilningsytan bidrar till att öka ytorna för mikrobiell tillväxt i den östra dammen. Det kan dock vara värt att utreda den nitrifierande förmågan för översilningsytan när anläggningen har varit i drift ett tag, för att undersöka om ytan fortfarande är belastad optimalt för en hållbar kvävereducering eller om ändringar behöver göras.

### *Nitrifikationshastigheten*

Den maximala nitrifikationshastigheten som erhöles var  $0,88 \text{ mgNH}_4\text{-N/m}^2\text{d}$  (Tabell 8). Denna hastighet erhöles när P-mag tillsattes till det första försöket med bärarmaterial vid en medeltemperatur på  $18^\circ\text{C}$  och kan jämföras med nitrifikationshastigheten  $0,744 \text{ mgNH}_4\text{-N/m}^2\text{d}$  som är framräknad för fullskaleanläggningen Hovgården i Uppsala vid  $10^\circ\text{C}$ . Den högre hastigheten i början av försöksperioden berodde på den högre medeltemperaturen i det första försöket. Därefter märktes en sänkning av hastigheten under försöksperioden fram till försöket med  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  där hastigheten ökar från  $0,38 \text{ mgNH}_4\text{-N/m}^2\text{d}$  till  $0,53 \text{ mgNH}_4\text{-N/m}^2\text{d}$  (Tabell 8). Då hastigheten återges grafiskt visas skillnaden i nitrifikationshastighet mellan försöken (Figur 18). Störst skillnad i hastighet gavs då inga bärare tillsattes och temperaturen sänktes till  $5^\circ\text{C}$ . Därefter gav tillsatsen av  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  en större skillnad i det första försöket med  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  än i det sista försöket då syrehalten minskades. Detta sista försök gav en hög nitrifikationshastighet på  $0,69 \text{ mg NH}_4\text{-N/m}^2\text{d}$  trots att syrehalten reducerades.

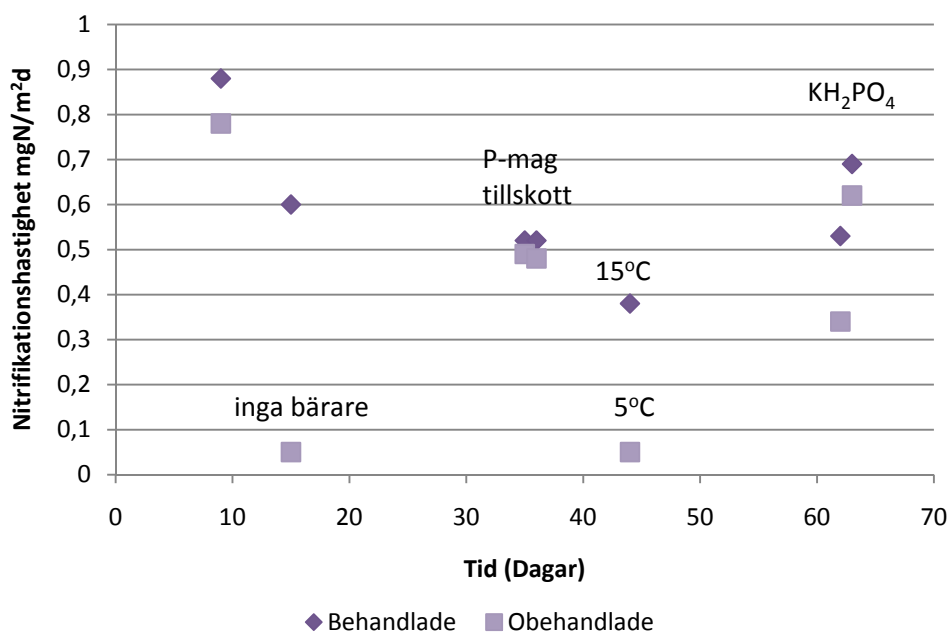
Den gradvisa sänkningen av hastigheten under försöksperioden (Figur 18) kan ha berott på att bärarna förvarades utomhus utan en aktiv luftning. Minskningen överensstämmer med resultat från Grunditz och Dalhammar, (2001), som noterade en linjär minskning av cellaktivitet över tiden, då nitrifierarna förvarades i flytande medium i  $3^\circ\text{C}$ . Att hastigheten sedan ökade för de två sista försöken kan bero på att bärarna då hade tagits in i en container med värme för att temperaturen utomhus hade sjunkit till under fryspunkten, vilket var för lågt för att ha bärarna stående utomhus. Samma bärare användes i de två sista försöken och bärarna förvarades av praktiska skäl i försöksrummet under natten mellan försöken. Denna förvaring kan ha orsakat den högre hastigheten i det sista försöket trots att syrehalten reducerades (Figur 18). Då biofilmen ständigt förändrades över tiden går det inte att ha en absolut referens för försöken, men för varje försök kan de olika reaktorerna jämföras med varandra. En ändring i sammansättningen av lakvattnet kan ha skett under försöksperioden men borde inte spela en stor roll då lakvattnet till försöken togs i övergången från den östra till den västra dammen och lakvattnet vid detta ställe borde ha en relativt utjämnad koncentration. Ett alternativ till att hämta lakvatten varje gång innan försöken hade varit att ta allt lakvatten som behövdes till experimenten under ett tillfälle och sedan använda det lakvattnet till alla försöken. Det är dock inte otroligt att koncentrationen av olika ämnen hade ändrat sig även då på grund av sedimentation och nedbrytning under förvaringen. Att hastigheten för minskning av ammonium-N inte är ekvivalent med bildningen av (nitrit + nitrat)-N antas bero på viss ammoniakavgång till luften, eller att denitrifikation kan ha skett och nitrat omvandlats till kvävgas.

I både försök 3a och 3b visar mätvärdena en tendens att böja av och nitrifikationen är inte linjär. Fler mätvärden hade kunnat ge svar om så var fallet. Att nitrifikationen inte är linjär

kan betyda att antingen substratet var begränsade eller syrehalten. I och med att substratet sjunker under försökets gång kan detta leda till att diffusionen av substrat gör att nitrifikationshastigheten avklingar.

**Tabell 8. Sammanfattning över nitrifikationshastigheter erhållna under försöken. Tabellen visar de parametrar som har ändrats under försökens gång och hastigheten för minskningen av ammonium. Fosforhalterna inom parenteserna var de initiala börvärden av fosfat-P som försöktes uppnås vid starten av försöken.**

| Försök | Beskrivning                                        | Temperatur (°C) | Initial fosforhalt (mgP/l) | Syrehalt (mgO <sub>2</sub> /l) | Nitrifikationshastighet (gN/m <sup>2</sup> d) | Nitrifikationshastighet (gN/m <sup>2</sup> d) vid 15 °C |
|--------|----------------------------------------------------|-----------------|----------------------------|--------------------------------|-----------------------------------------------|---------------------------------------------------------|
| 1      | Med P-mag                                          | ~18             | (1,75 )                    | 7,9                            | 0,88                                          | 0,49                                                    |
| 1      | Utan P-mag                                         | ~18             | -                          | 7,9 1                          | 0,78                                          | 0,42                                                    |
| 2      | Utan bärare                                        | ~17             | -                          | 8,0                            | 0,05                                          |                                                         |
| 2      | Med bärare                                         | ~16,5           | -                          | 7,0                            | 0,60                                          | 0,44                                                    |
| 3a     | P-mag under förvaring+ under försök                | ~16,5           | 18,7                       | 5,5                            | 0,52                                          | 0,38                                                    |
| 3a     | P-mag under förvaring                              | ~16,4           | 1,9                        | 6,0                            | 0,49                                          | 0,37                                                    |
| 3b     | P-mag under försök                                 | ~16,0           | 0,7                        | 5,7                            | 0,52                                          | 0,42                                                    |
| 3b     | Ingen P-mag                                        | ~16,0           | <0,01                      | 5,6                            | 0,48                                          | 0,39                                                    |
| 4      | 15 °C                                              | 15              | -                          | 9,1                            | 0,38                                          | 0,38                                                    |
| 4      | 5 °C                                               | 5               | -                          | 11,3                           | 0,05                                          | 0,38                                                    |
| 5      | Med KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>                | ~16             | 2,7                        | 10,0                           | 0,53                                          | 0,43                                                    |
| 5      | Utan KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>               | ~16             | <0,01                      | 9,5                            | 0,34                                          | 0,28                                                    |
| 6      | ½ O <sub>2</sub> + KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> | ~16             | 3,1                        | 4,0                            | 0,69                                          | 0,55                                                    |
| 6      | ½ O <sub>2</sub>                                   | ~16             | <0,01                      | 4,5                            | 0,62                                          | 0,50                                                    |



**Figur 18.** Nitrifikationshastigheterna för varje försök illustreras grafiskt. De behandlade värdena syftar till de med fosfortillsats behandlade och de obehandlade syftar till de utan fosfortillsats. Detaljerad information angående resultaten för försöken finns återgivna i tabell 8.

### Fosfortillsats

Halten fosfat-P i lakvattendammen var mycket lägre än väntat, eftersom prover tagna i juni 2008 hade en halt på mellan 0,096-0,196 mg/l  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  med högsta värdet i östra lakvattendammen och lägsta värdet för prover tagna i våtmarken (Carr och Landberg, 2008). En tillsats av fosfor i dammarna skulle kunna leda till en viss ökning av nitrifikationshastigheten. Dock har ingen drastisk ökning av hastigheten konstaterats i försöken vid tillsats av fosfat-P, vilket var oväntat då fosfat-P halten i lakvattnet var väldigt låg. Det är möjligt att fosfor bildade kemiska fällningar och därmed inte var tillgänglig för mikroorganismerna i lika stor utsträckning. Mikroorganismerna kan under gynnsamma förhållanden lagra ett förråd av fosfor så att de inte påverkas lika lätt under fosforfria förhållanden. Eftersom bärarna hämtades från en process där de tillsätter fosforsyra kan de första försöken ha påverkats av lagrad fosfor i biofilmen på bärarna. I försök 3, då delar av bärarna förvarades i fosforrikt lakvatten visade det sig att fosforhalten var högre efter inkubationen än innan vilket måste ha berott på att bärarna förde med sig fosfor till försöket.

På Hovgården i Uppsala tillsätts fosforsyra för att brist på fosfor inte skulle verka inhiberande. De har efter tillsats av fosforsyra sett en märkbar förändring i form av högre nitrifikation än tidigare (Olsson, 2008). RVF (2003) föreslår att en fosforbegränsning kan hävas genom att tillföra kemfällt slam från avloppsreningsverk. Vid Måsalyckes lakvattenbehandling tillsätts fosfat-P i form av fosforpellets direkt i den luftade dammen för att öka mängden biomassa (Leander, 2009). Ett överskott måste tillsättas då en del av fosfor binder till järnet i lakvattnet och på så sätt blir otillgängligt (NVV, 1993). Vid Tekniska Verken har beslut tagits att fosfor i form av P-mag ska tillsättas till den biologiska reningen på Rengård. Vilka konsekvenser detta får för lakvattnet i dammen återstår att se. Dock kan fosfortillsatsen verka ökande på nitrifikationen om fosforbrist råder i den luftade dammen. Resultaten från försöken var inte entydiga om en större ökning kunde ges av  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  än P-mag. Att använda en annan

fosforkälla än P-mag i det biologiska steget på Rengärd skulle kunna öka den organiska nedbrytningen och även gynna reningsprocessen av lakvattnet.

Att den analyserade fosfat-P halten aldrig överensstämde med den teoretiskt framräknade och tillsatta mängden kan bero på fällningar samtidigt som upplagring av fosfor kan ha skett i biofilmen. I första försöket mättes inte halten fosfat-P men när samma mängd från samma flaska med P-mag tillsattes till det tredje försöket var halten fosfat-P högre än väntat. Det förbrukades sedan en tredjedel av den tillsatta mängden. För motsvarande försök då P-mag inte tillsattes under försökets gång innehöll lakvattnet från början försumbart liten mängd fosfat-P men sedan ökade fosfat-P halten oväntat under försöket. Att fosfat-P halten var hög i början av försöket då P-mag tillsattes samt att det tillkom i försöket då det inte tillsattes någon P-mag, kan antas bero på att P-mag hade tillsatts under förvaringen i två veckor innan försöket. Bärarna sköljdes inte före försöket, av rädsla för att förstöra biofilmen. Att en så stor del av mängden fosfat-P förbrukades antas bero på fällning. I det efterföljande försöket då bärare togs in från förvaringen där ingen P-mag hade tillsatts visade analyserna av fosfat-P att halten fosfat-P vid försökets början i de reaktorer som hade fått en tillsats av P-mag, var lägre än beräknat. Den beräknade startkoncentrationen var 1,75 mgP/l men analysen visade enbart 0,7 mgP/l i början av försöket. I slutet av försöket var halten försumbart låg.

Då  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  användes som fosfortillsats eftersträvades en halt på 5 mgP/l som startvärde, men analys av fosfat-P på startprov visade en halt på 2,7 mgP/l i de reaktorer som erhöll tillsats. I de reaktorer som ej erhöll fosfortillsats var halten försumbart låg både innan och efter försöket. I det sista försöket då  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  tillsattes samtidigt som syrehalten minskades var fosfat-P halten under och efter försöket högre än i föregående försök.

### *Temperaturhöjning*

Temperaturens effekt på nitrifikationshastigheten kan uttryckas som följande (Hem et al, 1994):

$$r_T = r_{T_{ref}} \cdot 10^{k_T (T - T_{ref})} \quad (2)$$

där

$r_T$  = reaktionshastigheten (g N/m<sup>2</sup>d)

T = temperaturen (°C)

$T_{ref}$  = referens temperaturen (°C)

$r_{T_{ref}}$  = maximala hastigheten vid referenstemperaturen (g N/m<sup>2</sup>d)

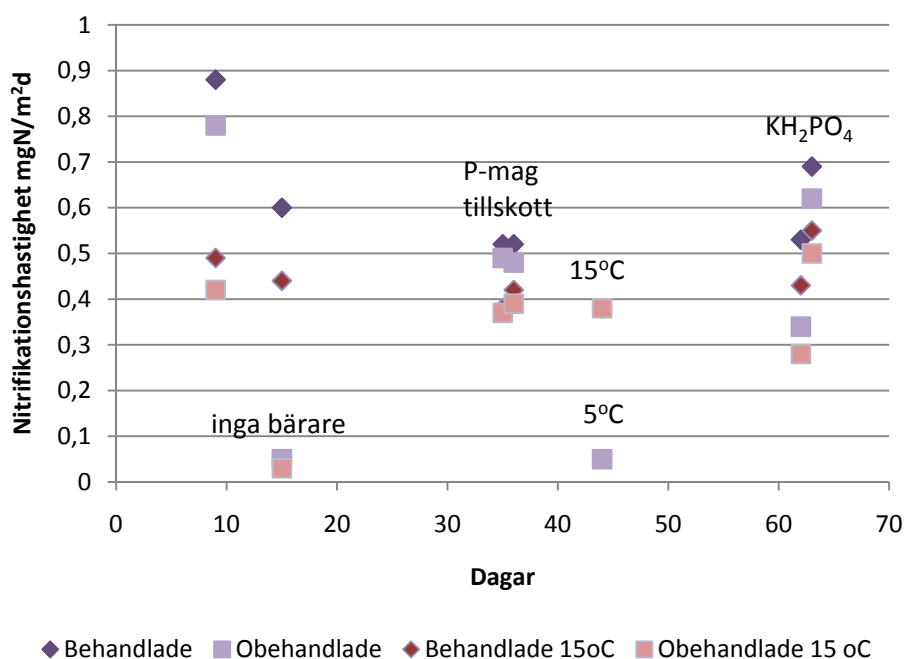
kT = temperatur koefficienten (°C<sup>-1</sup>)

Resultaten från försöket då temperaturens effekt på nitrifikationshastigheten undersöktes insatt i formeln ovan ger en temperaturkoefficient på 0,09/°C. Detta är ett högre värde än tidigare rapporterade värden (0,01-0,05 /°C) (Hem et al, 1994). En hög temperaturkoefficient är ett tecken på att bakterierna är mer temperaturkänsliga. Detta medför att en temperatursänkning skulle ge hög effekt i form av en sänkning av nitrifikationshastigheten. Dock skulle bakterierna kunna anpassa sig till den nya temperaturen och få en högre aktivitet trots den låga temperaturen. Den behandling som mikroorganismerna har fått under försöken har varit snabba temperaturomställningar och effekten från dessa skiljer sig från effekten från långsamma temperaturomställningar. Alltså kan den höga temperaturkoefficienten vara en följd av de växlande temperaturförhållanden som bärarna hade varit utsatta för innan de användes till experimenten och under försöken. När bärarna förvarades utomhus i cipax behållare, där omgivande lufttemperatur spelat stor roll eftersom volymen vätska var relativt liten, har temperaturen förmodligen skiftat mer än när de har förvarats i processen i Uppsala.



Efter en veckas förvaring togs bärarna in på laboratoriet för första försöket. Lakvattnet till försöket togs in 12-24 timmar innan försöken för att temperera vattnet till rumstemperatur. Temperaturen i den källarlokal där experimenten utfördes hade en ungefärlig temperatur på 20 °C. Men bärarna till försöket togs in samma dag och hade då en lägre temperatur vilket gjorde att starttemperaturen i reaktorerna var omkring 18 °C när både bärare och lakvatten hade tillsats. Syretillsatsen via en kompressor medförde att den luft som blåstes in i reaktorerna under försöken ytterligare sänkte temperaturen. Lufttemperaturen i den luft kompressorn blåste ut sjönk under försöksperiodens gång vilket är förklaringen till den gradvisa minskningen av temperaturen under försöken (Tabell 8).

Då nitrifikationshastigheterna som erhöles under försöken korregerades till temperaturen 15 °C med ekvation (8) minskades hastigheterna vid försök 1 och 2 och minskningen över försökstiden blev inte lika stor som då ingen korrigering utfördes (Figur 19). Den framräknade temperaturkoefficienten som används vid denna korrigering är erhållen efter ett försök och enligt diskussion ovan högre än givna temperaturkoefficienter i litteraturen. En längre tids anpassning till en viss temperatur och fler försök hade kunnat ge en lägre temperaturkoefficient och därmed mindre differens från de faktiska hastigheterna erhållna från försöken.



**Figur 19.** Nitrifikationshastigheterna för varje försök illustreras grafiskt. De behandlade värdena syftar till de med fosfortillsats behandlade och de obehandlade syftar till de utan fosfortillsats. De röda markerade serierna återger de hastigheter som är korregerad till temperaturen 15 °C. Detaljerad information angående resultaten för försöken finns återgivna i tabell 8.

### Syrehalt

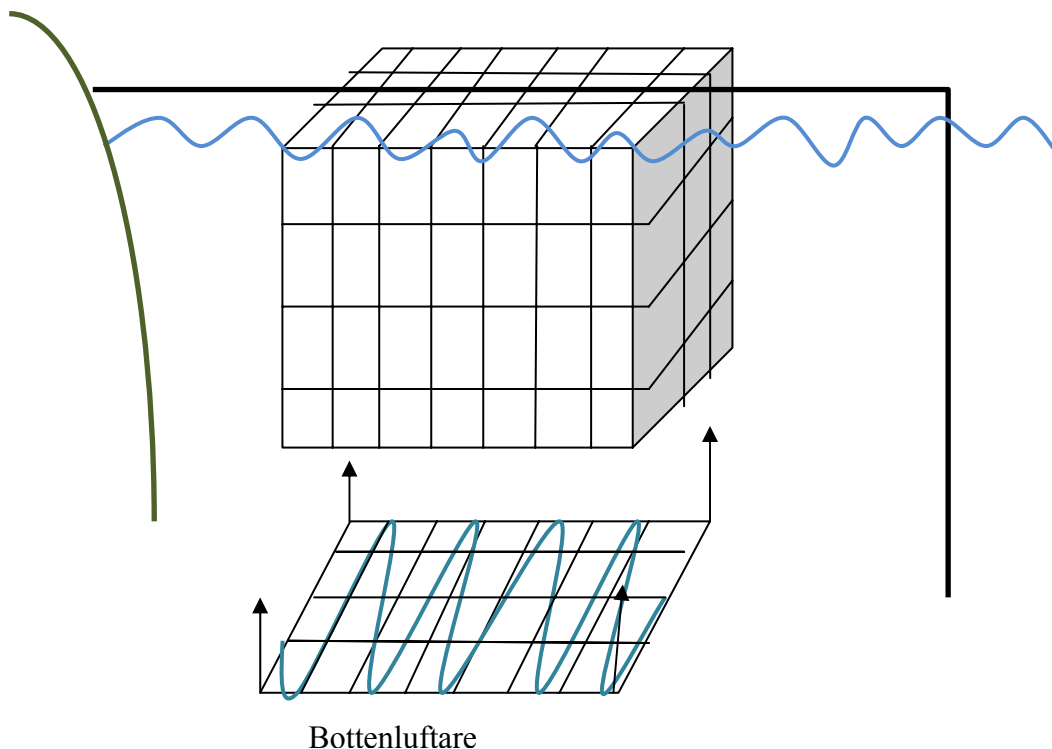
Försök 5 och 6 visade ingen minskning av nitrifikationshastigheten trots halvering av syrehalten. Tvärtom så var hastigheten högre i det försöket med lägre syrehalt (försök 6) både för bärare som inkuberades med fosfortillsats och utan. Detta resultat går emot föregående teorier om att hastigheten är proportionell mot mängden syre så länge som inte substratet är begränsande. Halten substrat (ammonium) var lika hög som i de tidigare försöken och borde då inte vara begränsande. Den högre hastigheten i det sista försöket kan ha berott på att

bärarna förvarades i försöksrummet under natten mellan försöken och temperaturen där var omkring 20 °C. Den höjda temperaturen innan försöket kan ha bidragit till att hastigheten var högre fast att syrehalten minskades. Den manuella justeringen av tryckluften till reaktorerna medförde att en exakt lika stor mängd syre i alla försöken var omöjligt att åstadkomma och justeringen styrdes genom att mäta syrehalten. I sista försöket var det tänkt att en ännu lägre syrehalt än den erhållna skulle användas, men visade sig att en lägre tillförsel av tryckluft skulle ge en ojämn tillförsel av syre till reaktorerna.

### *Implementering i fullskala*

Genom att använda de dimensionerande parametrar som har erhållits från fullskaleanläggningen Hovgården kan en överslagsberäkning göras för att få en överblick över den mängd bärare som skulle behövas för att göra en fullskaleanläggning vid lakvattendammen på Gärstad. Om en fullskalereaktor skulle byggas på Gärstad skulle dess placering kunna vara vid inloppet till den västra lakvattendammen. Där är halten ammonium i ingående vatten ungefär 50 mg/l. På Hovgården beräknas en nitrifikationshastighet på 0,744 g/m<sup>2</sup>d erhållits och där drivs anläggningen med en hydraulisk uppehållstid på 14 timmar. Anläggningen är dimensionerad för temperaturen 10 °C som är den temperatur som lakvattnet håller under vinterhalvåret. Enligt Hovgårdens miljörapport håller ingående värden av ammonium-N till biosteget en halt på ungefär 50 mg/l. Biosteget är dimensionerat för att utgående halt ammonium-N ska understiga 10 mg/l. Medeltemperaturen på inkommande lakvatten till dammarna på Gärstad håller ett årsmedelvärde (år 2007) på ungefär 10 °C. Tillflödet av lakvatten från Gärstad avfallsanläggning är ungefär 480 m<sup>3</sup>/d och med en genomsnittlig halt ammonium-N in i västra dammen på 50 g/m<sup>3</sup> fås den totala mängden ammonium-N per dag till 24 000 g. Om maximalt 10 mg/l ammonium-N får vara kvar i utgående vatten från reaktorn och uppehållstiden är 14 timmar behövs en bärarmaterialsyta på 32 258 m<sup>2</sup> vilket innebär en totalvolym på ungefär 200 m<sup>3</sup> med en fyllnadsgrad av 29 %.

Dock var syftet med detta examensarbete att utreda möjligheterna till en enkel och robust teknik som skulle kunna implementeras i den luftade dammen. Då dammen har en stor volym skulle en avgränsad del i början av dammen kunna användas för att leda vattnet, med hjälp av styrskrävar, genom en begränsad volym med bärarmaterial. För att skapa en teknik som är enkel och ej kräver stora skötselinsatser kan bärarmaterialet placeras i en bur, t.ex. korgar av nät med en bottenluftare undertill (Figur 20). Materialet i buren måste vara anpassat efter lakvattnets korrosiva natur och vara slitstarkt och tåligt. Rostfritt stål, plastmaterial eller rostfritt stål övertäckt med polymermaterial skulle till exempel kunna användas. Maskorna i buren måste givetvis vara mindre än bärarmaterialets diameter för att förhindra att bärarmaterialet sprider sig i dammen eller ackumuleras på botten av dammen. Om burarna är avtagbara från upphängningskonstruktionen skulle de kunna tas upp vid behov för underhåll eller reparation.



**Figur 20.** En tänkbar lösning för att tillämpa biofilmsteknik i den luftade dammen skulle kunna vara att använda en bur där bärarmaterial förhindras att avlägsna sig från den luftning som skulle åstadkommas med en bottenluftare placerad på botten av buren. Bottenluftaren har fördelaktigen en robust och enkel design i form av rör med hål i och de skapar turbulens i buren. Dock kan burens väggar vara tvungna att vara solida beroende på hur mycket turbulens som behövs och vilken syrehalt som bottenluftaren skapar. Buren på bilden är fäst i marken på vänster sida och på en påle i dammen på den högra sidan. Buren skulle kunna vara totalt nedsänkt eller ha den översta biten ovanför ytan. Genom att häkta loss buren från pålen och den sammanhörande länken in till land skulle det möjliggöra en upplyftning på land vid behov av underhållning eller reparation.

Den största utmaningen i att använda bärarna på det ovan nämnda sättet, är att kunna tillgodose mikroorganismerna med en tillfredsställande syrehalt, samt att säkerställa att bärarna inte smiter. De ytluftare som används idag kommer inte att kunna ge den omblandning och turbulens hos bärarna som eftersträvas för bärarmaterial med biofilm. Detta skulle inte bara kunna leda till syrebrist för mikroorganismerna utan även att avlagringar skulle kunna ackumuleras på bärarna vilket skulle göra deras flytförmåga sämre och en högre turbulens skulle behövas för att hålla dem i konstant omrörning. Installationen av en anläggning i början av den västra dammen skulle kunna leda till praktiska utmaningar då dammen är ca. 4-5 meter djup på detta ställe.

Enligt försök 4 då nitrifikationshastigheten testades vid temperaturen 5 °C var hastigheten försumbart liten. Detta är ett känt faktum att hastigheten minskar påtagligt under vintern och ett stort problem med biologiska reningsmetoder i tempererade klimat. Då det praktiskt vore svårt att höja temperaturen i hela den västra dammen skulle det kunna vara aktuellt att avskärma en del av dammen och värmeväxla lakvattnet i denna del. En kombination av en ökning av bärarytor tillsammans med en temperaturhöjning skulle ge bäst resultat.

Då pH ej sänktes under försöken gjordes en teoretisk beräkning av den alkalinitet som skulle kunna åtgå vid fullständig nitrifikation (Appendix II). Alkaliniteten är ett mått på vattnets buffertförmåga och enligt dessa beräkningar skulle det teoretiskt återstå 1,7 meq/l då all ammonium i inkommande vatten till västra dammen oxiderats. Om alkaliniteten understiger 5 meq/l kan det bli nödvändigt att höja alkaliniteten genom att tillsätta t.ex. kalk (Henze et al, 2002). Detta betyder alltså att alkaliniteten i en fullskaleanläggning borde räcka men det kan bli nödvändigt att tillsätta alkalinitet om allt inkommande ammonium-N ska oxideras.

Under försöket då längre tids fosfortillsats utreddes bildades det skum i reaktorerna. Stor skumbildning skulle kunna orsaka problem i storskalig verksamhet. Varför skum bildas kan bero på ytaktiva organiska ämnen, svårnedbrytbara tvättmedelsrester eller denitrifikation i vattenfasen (Bitton, 1999). Det finns även mikroorganismer som producerar skum, t.ex. aktinomyceter producerar ett brunt skum som är mycket svårbehandlat (Bitton, 1999). På Hovgården tillsätts skumdämpande medel för att minska skumbildandet i biofilmsprocessen (Ohlsson, 2008).

Då enbart korttids batchförsök har utförts i denna studie borde detta arbete kompletteras med ett utförligt försök i pilotskala. Genom att undersöka nitrifikationshastigheten samt de praktiska och tekniska aspekterna skulle en utvärdering kunna göras om det vore möjligt att implementera ett system som ovan är diskuterat. Ett förslag på en praktisk tillämpning av pilotförsök skulle kunna vara att använda en cipax behållare och sänka ner den i dammen och kontinuerligt pumpa in och ut lakvatten ur denna. Provtagning skulle då vara möjligt att utföra på in och utflödet. Av försöket kan en optimal uppehållstid utvärderas och även hur väl luftningen skulle fungera i dammen av en bottenluftare. Om försöket tillåts att pågå under en längre tid kan problem som utfällning på bärarna och konstruktionens funktionalitet utvärderas. Det är viktigt att syresättningen och turbulensen fungerar i anläggningarna då de skapar goda förhållanden för mikroorganismerna i biofilmen samt hjälper till att hålla biofilmen tunn och förhindrar beläggningar på bärarna. Fyllnadsgraden av bärarmaterial beror på de praktiska aspekterna med luftning och omrörning. Om en god luftning erhålls kan en högre fyllningsgrad användas och en mindre totalvolym eller uppehållstid behövs.

## 11 Slutsatser

- ▶ Genom att öka mängden ytor för mikroorganismer att kolonisera skulle en ökning av nitrifikationshastigheten kunna åstadkommas i den luftade dammen vid lakvattenreningen på Gärstad. Även en temperaturhöjning skulle öka nitrifikationen i dammen.
- ▶ Den möjliga fosforbegränsning som observerades i den luftade dammen skulle kunna hävas genom en tillsats av fosfor. Enligt försöken ökade nitrifikationshastigheten något vid fosfortillsats. Eftersom ökningen av hastigheten i jämförelse mellan  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  och P-mag inte gav helt entydigt resultat borde detta verifieras med fler försök.
- ▶ Beräknat på en nitrifikationshastighet på  $0,744 \text{ gN/m}^2\text{d}$  skulle en totalvolym på  $200 \text{ m}^3$  behövas för en reaktor med biofilmsteknik vid Gärstad. Denna framräknade volym skulle säkerställa en utgående halt på  $10 \text{ mgN/l}$  vid en temperatur av  $10^\circ\text{C}$ . Förslag på hur biofilmsteknik skulle kunna implementeras i den luftade dammen visas i figur 20.



## 12 Fortsatt arbete

Fortsatt arbete skulle kunna inkludera att undersöka de tekniska aspekterna hur en höjning av temperaturen i den luftade dammen skulle ske praktiskt. T.ex. utnyttja överskottsvärmen från avfallsförbränningen på Gärsdaverket. Då lakvattendammen innehåller stora mängder lakvatten skulle en temperaturhöjning kunna vara mest effektiv då den införs vid en samtidig implementering av bärarmaterial i dammen.

Fortsatt utredning bör också göras då fosfordoseringen kommit igång på Rengärd för att undersöka om fosforhalten fortfarande är låg. Vid fortsatt låg fosforhalt kan en tillsatts av fosfor häva bristen. Fortsatta studier skulle kunna utreda om andra fosfortillsatser än P-mag och  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  skulle vara mer effektiva och ekonomiskt lönsamma att tillsätta till dammen. Till exempel kemfällt slam från avloppsreningsverk, fosforsyra eller fosforpellets.

Med ett pilotförsök skulle de praktiska utmaningarna vid tillämpningen av biofilmtsteknik i dammen kunna utredas. Det är viktigt med en väl fungerande luftning och det skulle behöva utredas praktiskt med t.ex. en prototyp anläggning.

Fortsatt arbete skulle även kunna fokusera på att utreda denitrifikationen i våtmarken. Då nitrifikationen fungerar väl är det viktigt att även denitrifikationen kan ta hand om det nitrat som bildas.





## 13 Referenser

Ahn, Y-H. (2006) Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. *Process Biochemistry* 41: 1709-1721

Application Sub Note, The Determination of ammonium nitrogen in water ASN 3502

Belser-Baykal, B. Allar, A.D. (2008) Upgrading fertilizer production wastewater effluent quality for ammonium discharges through ion exchange with clinoptilolite. *Environmental technology* 29, 6: 665-672

Berge, N.D., Reinhart, D.R. (2005) The fate of nitrogen in bioreactor landfills. *Environmental Science and Technology*. 35: 365-399

Bitton, G. (1999) Wastewater microbiology, Second edition, Wiley-Liss Inc., Canada, 228-231

Burt, T.P., Heathwaite, A.L., Trudgill, S.T. (1993) Nitrate Processes, Patterns and Management. John Wiley & Sons Ltd, England. 8-9

Canziani, R., Edmondi, V., Garavaglia, M., Malpei, F., Pasinetti, E., Buttiglieri, G. (2006) Effect of oxygen concentration on biological nitrification and microbial kinetics in a cross-flow membrane bioreactor (MBR) and moving-bed biofilm reactor (MBBR) treating old landfill leachate. *Journal of Membrane Science*, 286: 202-212

Carr, H., Landberg, T. (2008) Förstudie över rening av lakvatten med hjälp av alger vid Gärstad avfallsanläggning, Tekniska Verken i Linköping AB, Opublicerat material, CWE

Chen, S., Ling, J., Blancheton, J.P. (2006) Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. *Aquacultural Engineering* 34:179-197

Chen, S., Sun, Dezhi., Chung, J-S. (2008) Simultaneous removal of COD and ammonium from landfill leachate using an anaerobic-aerobic moving bed biofilm reactor system. *Waste Management*, 28: 339-346

Christensson, M. (2008) AnoxKaldnes, Muntlig kontakt samt löpande mailkontakt.

Danielsson, N.Å. (2006) Kemisk reaktionsteknik B, andra upplagan.

Deponihandboken (2006) RVFs deponihandbok för drift vid deponeringsanläggningar. Återvinning, förbehandling och deponering. Utgiven av Svenska Renhållningsversföreningen (numera Avfall Sverige). Erhållen (2009-01-21) från [http://www.rvf.se/se/netset/files3/web/PO1.m4n?download=true&id=36\\_24768245](http://www.rvf.se/se/netset/files3/web/PO1.m4n?download=true&id=36_24768245)

Eaton, A.D., Clesceri, L.S., Rice, E.N., Greenberg, A.E. (2005) Standard methods for the examination of water and wastewater. 21:th edition, American Public Health Association, Water Environment Federation, and American Water Works Association, ISBN 0875530478, Tabell 4500-O:I

EB. (2008) Encyclopedia Britannica, Removal of plant nutrients. Erhållen (2008-09-09) från EB online: <http://search.eb.com>

Ekenberg, M. (2007) Biologisk behandling av lakvatten från Sysavs deponi Spillepeng i biofilmsprocesser med rörligt bärarmaterial: Laboratorieförsök. AnoxKaldnes. Erhållen (2008-09-30) från <http://www.kildesamarbejdet.org/dokumenter/index.html>

Ekenberg, M. Andersson, A., Heander, E (2008) Biologisk behandling av lakvatten från Spillepengs avfallsanläggning, Sysav. AnoxKaldnes och Sysav, Erhållen (2008-10-23) från <http://www.kildesamarbejdet.org/dokumenter/index.html>

EPA (1995) Manual-Ground Water and Leachate Treatment Systems. U.S Environmental Protection Agency, Washington DC, EPA/925/R-04/005; 15-25

Europeisk standard. Water quality –Determination of nitrite nitrogen and nitrate nitrogen and the sum of both by flow analysis (CFA and FIA) and spectrometric detection (ISO 13395:1996).

Fang, Y.Y., Yang, X.E., Chang, H.Q., Pu, P. M., Ding, F. X., Rengel, Z. (2007) Phytoremediation of Nitrogen-polluted water using water hyacinth. *Journal of plant nutrition* 30, 11: 1753-1765

Fascari, D., Bronzini, F., Giordano, G., Tedioli, G., Nocentini, M. (2004) Long-term characterization, lagoon treatment and migration potential of landfill leachate: a case study in an active Italian landfill. *Chemosphere* 54; 335-343.

Fux, C., Siegrist, H. (2004) Nitrogen removal from sludge digester liquids by nitrification/denitrification or partial nitrification/anammox: environmental and economical considerations. *Water science and technology* 50:19-26

Grunditz, C., Dalhammar, G. (2001) Development of nitrification inhibition assays using pure cultures of *Nitrosomonas* and *Nitrobacter*. *Water research* 35, 2: 433-440

Görfelt, K. (2008) Optimering av lakvattenrening i pilotskala på Spillepengs avfallsanläggning. Examensarbete på Vattenförsörjning- och avloppsteknik. Institutionen för kemiteknik. Lunds Universitet.

Hamersley, R.M., Howes, B.L., White, D. S. (2003) Particulates, not plants, dominate nitrogen processing in a septage-treating aerated pond system. *Journal of environmental quality* 32,5: 1895-1904

Hammar, M. (2008) Miljöingenjör Tekniska Verket i Linköping AB, Löpande muntlig kontakt.

Heander, E. (2007) Potential för rening av lakvatten från Spillepengs avfallsanläggning med SBR-teknik samt supplerande COD-reduktion med kemiska oxidationsmedel. Examensarbete. Vattenförsörjnings- och avloppsteknik. Institutionen för kemiteknik. Lunds tekniska högskola

Henze, M., Harremoës, P., la Cour Jansen, J., Arvin, E. (2002) Wastewater treatment Biological and Chemical Processes. 3: rd edition. Springer, Germany

- Hem, L.J., Rusten, B., Odegaard, H. (1994) Nitrification in a moving bed biofilm reactor. *Water research* 28,6:1425-1433
- Horan, N.J., Gohar, H., Hill, B. (1997) Application of granular activated carbon-biological fluidized bed for the treatment of landfill leachates containing high concentrations of ammonia. *Water Science and Technology* 36, 2-3; 369-375
- Hoyer, K., Persson, K. (2007) Om filtrering och andra fysikaliskt-kemiska separeringsmetoder för lokal behandling av lakvatten. Avdelningen för teknisk vattenresurslära. Institutionen för bygg- och miljöteknologi. Lunds Universitet. Erhållen från <http://www.kildesamarbejdet.org/dokumenter/index.html> 2009-01-16
- Häyrynen, K., Langwaldt, J., Pongracz, E., Väisänen, V., Mänttari, M. Keiski, R. L. (2008) Separation of nutrients from mine water by reverse osmosis for subsequent biological treatment. *Minerals Engineering* 21,1: 2-9
- Iga, B., Vargas, L (2004) Are there substances in landfill leachate that inhibit nitrification in equilibrium ponds. A case study from 4 different Swedish equilibration ponds. Examensarbete, Mälardalens Högskola.
- IVL (2007) Utvärdering av behandlingsmetoder för lakvatten från deponier. Kemisk karakterisering av lakvatten före och efter olika behandlingssteg på ett antal svenska deponier. Cerne, O., Allard, A-S., Ek, M., Junestedt, C., Svenson, A. B1748: 24-27
- Kemira Kemi AB, Kemwater (1997) Grundkurs i kemisk fällning 1, *Vattenspegeln* 1
- Kim, D-J., Lee, D-I., Keller, J. (2006) Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH. *Bioresource Technology* 97; 459-468
- Kjeldsen, P., Christophersen, M. (2001) Composition of leachate from old landfills in Denmark. *Waste Management Resources* 19; 249-256.
- Knox, K. (1985) Leachate treatment with nitrification of ammonia. *Water research* 19:895-904
- Lagerkvist, A.(ed), Andreas, L., Kylefors, K. (2003) Landfill Technology, Technical report. Department of Environmental Engineering. Division of Waste Science and Technology. Luleå University of Technology, ISSN: 1402-1536, Kapitel 9
- Leander, P. (2009) Muntlig kontakt 2009-03-02
- Lema, J.M., Mendez, R., Blazquez, R. (1988) Characteristics of landfill leachate and alternatives for their treatment: A review. *Water, air and soil pollution* 40: 223-250
- Li, X.Z., Zhao, Q.L., (2001) Efficiency of biological treatment affected by high strength of ammonium-nitrogen in leachate and chemical precipitation of ammonium-nitrogen as pre-treatment. *Chemosphere* 44,1: 37-43

- Mara, D., Horan, N. (2003) *The Handbook of Water and Wastewater Microbiology*, Academic press, ISBN 0-12-470100-0: 317-347
- Miljödom (2008) Mål nr M 3377-06 Miljödomstolen, Växjö tingsrätt.
- Miljörapport (2007). Gärstads avfallsanläggning exklusive Gärstaverket. Tekniska Verken i Linköping AB
- Månsson, I. (1990) Jonbytarbehandling - omvänd osmos, SLU Info rapporter. 357. Erhållen (081130) från [http://chaos.bibul.slu.se/sll/slu/slu\\_info\\_rapp\\_tradg/IRT357/IRT357G.HTM](http://chaos.bibul.slu.se/sll/slu/slu_info_rapp_tradg/IRT357/IRT357G.HTM)
- NE (2008) Nationalencyklopedin, Kvävet kretslopp, Denitrifikation, Nitrifikation. Erhållen 2008-09-09 från NE online: <http://www.ne.se>
- NVV (1993) Naturvårdsverket Rapport 4228. Lokal lakvattenbehandling. Erfarenhet från 42 svenska deponier. ISSN: 0282-7298
- NVV (2008) Naturvårdsverket, Rapport 8306. Lakvatten från deponier. ISBN 978-91-620-8306-9
- Naturvårdsverket (2008) Styrmedel för en hållbar utveckling. Citerad på <http://www.naturvardsverket.se/sv/Produkter-och-avfall/Avfall/Mal-strategier-och-resultat/Styrmedel-for-en-hallbar-avfallshantering/> (2008-11-05)
- Nogueira, R., Melo, L.F., Purkhold, U., Wuertz, S., Wagner, M. (2002) Nitrifying and heterotrophic population dynamics in biofilm reactors: effect of hydraulic retention time and the presence of organic carbon. *Water Research* 36. 469-481
- Olsson, J (2008) Studiebesök på Hovgården, Uppsala (2008-10-07). Muntlig kontakt samt löpande mailkontakt.
- Parkes, S.D., Jolley, D. F., Wilson, S. R. (2007) Inorganic nitrogen transformation in the treatment of landfill leachate with a high ammonium load: A case study. *Environmental monitoring and assessment* 124, 1-3: 51-61
- Pastorelli, G., Andreottola, G., Canziani, R., Frangipane, E.d.F., De Pascalis, F., Gurrieri, R., Rozzi, A. (1997) Pilot-plant experiments with moving bed biofilm reactors. *Water Science and Technology* 36, 1:43-50
- Renou, S., Givaudan, J.G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P. (2008) Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials* 150: 468-493
- Pettersson, H. (2008) Förbättring av biologiskt reningssteg vid rening av flytande industriavfall. Examensarbete vid Institutionen för molekylär och klinisk medicin (IMK), Linköpings Universitet. LiU-IMK-Ex-07/15
- RVF (2002) Svenska Renhållningsverksföreningens Service AB, Rapport nr 4, ISSN 1403-8617

RVF (2003) Rening av lakvatten i markbaserade växtsystem, Vägledning vid dimensionering och drift. RVF Utveckling 2003:01, ISSN 1103-4092

Rusten, B., Eikebrokk, B., Ulgenes, Y., Lygren, E. (2006) Design and operation of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacultural Engineering* 34: 322-331

SFS (2001) Svensk författningssamling 2001:512. Förordning om deponering av avfall.

Smol, J. P. (2008) Pollution of lakes and rivers, Paleoenvironmental perspective 2:nd edition, Blackwell Published, Singapore. 180-185

Sooknah, R.D., Wilkie, A.C. (2004) Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultures in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater. *Ecological engineering* 22,1:27-42

Spagni, A., Marsili-Liberli, S., Lavagnolo, M.C. (2008) Optimisation of sanitary landfill leachate treatment in a sequencing batch reactor. *Water science and technology* 58,2:337-343

Svensk standard. Vattenundersökningar –Bestämning av fosfor -Spektrofotometrisk metod med ammoniummolybdat (ISO 6878:2004)

Uppdragsrapport (2008) Center of excellence Biogas. Opublicerad rapport.

Wang, L.K., Hung, Y., Lo, H.H., Yapijakis, C. (eds) (1994). Handbook of Industrial and Hazardous wastes treatment. (2004) 2: nd edition. Marcel Dekker Inc. ,New York.

Wastewater Engineering (1991) Treatment disposal reuse. Third edition. Metcalf and Eddy, McGraw-Hill Inc, ISBN 0-07-100824-1

Welander, U., Henrysson, T., Welander, T. (1997a) Nitrification of landfill leachate using suspended-carrier biofilm technology. *Water Research* 31,9:2351-2355

Welander, U., Henrysson, T., Welander, T. (1997b) Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate in a pilot scale suspended carrier biofilm process. *Water Research* 32, 5:1564-1570

Æsøy, A., Ødegaard, H., Hægh, M., Rislå, F., Bentzen, G. (1998) Upgrading wastewater treatment plants by the use of biofilm carriers, oxygen addition and pre-treatment in the sewer network. *Water science and Technology* 37, 9:159-166

Ødegaard, H., Rusten, B., Siljudalen, J. (1999) The development of the moving bed biofilm process- from idea to commercial product. *European Water Manage* 2, 2

Ødegaard, H., Gisvold, B., Strickland, J. (2000) The influence of carrier size and shape in the moving bed biofilm process. *Water Science and Technology* 41, 4-5: 383-391

Ødegaard, H. (2006) Innovation in wastewater treatment: the moving bed biofilm process. *Water Science and Technology* 53, 9: 17-33

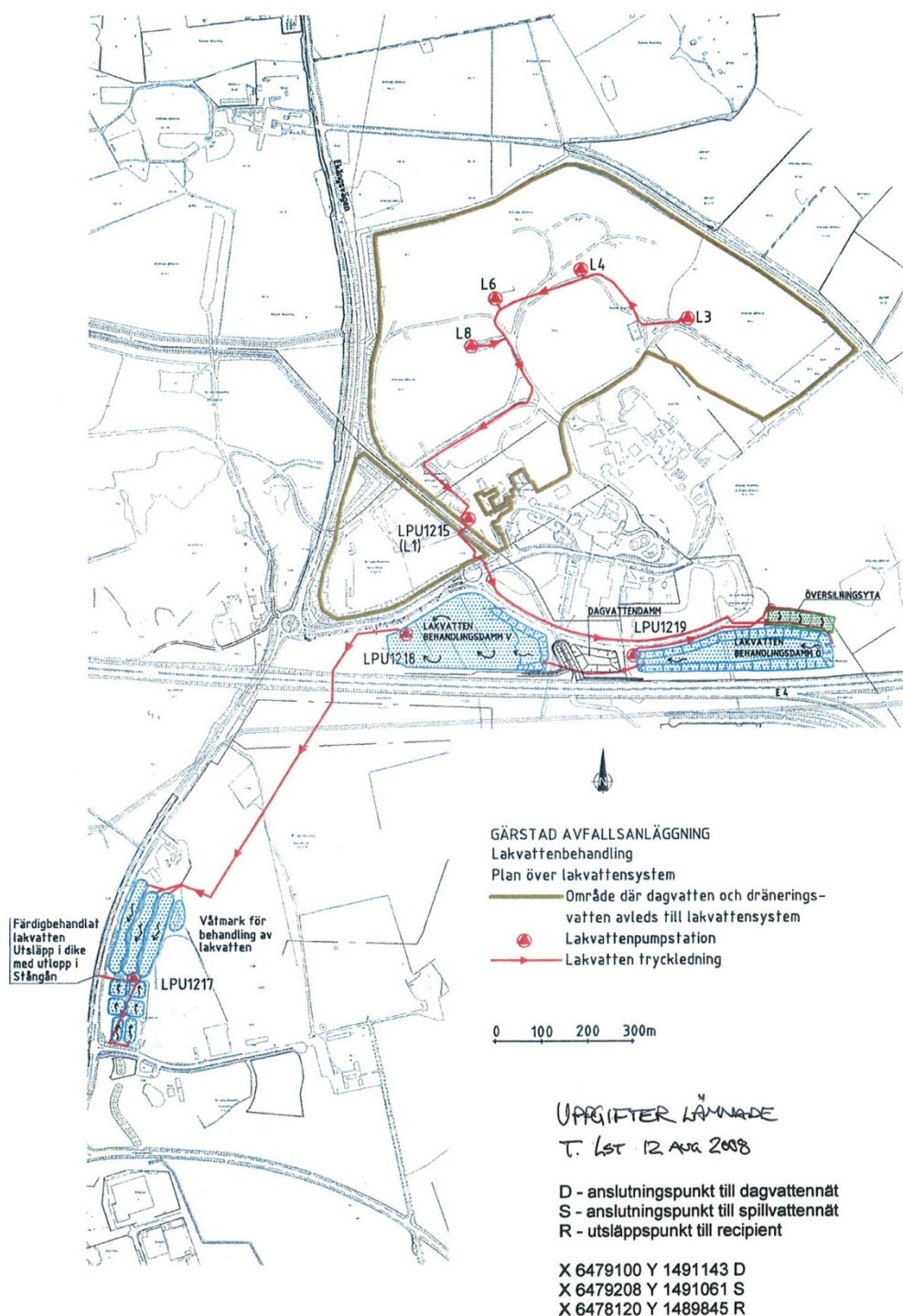
**Figur 1, Kvävet livscykel**

NE (2008) hämtad 2008-12-10 från <http://www.ne.se.ludwig.lub.lu.se/artikel/234681>. Med tillstånd från Kenneth Andersen.

**Figur 2, Omvänd osmos**

NE (2008) hämtad 2008-12-10 från <http://www.ne.se.ludwig.lub.lu.se/sok/omv%C3%A4nd+osmos>. Med tillstånd från Kenneth Andersen.

## Appendix I



Figur 21. Karta över Gärstadsavfallsanläggning. Området inom brun markering visar avfallsanläggningen. Röd markering visar lakvattnets reningsväg, genom den östra dammen vidare till den västra dammen och slutligen till våtmarken. Med tillstånd från Magnus Hammar, Tekniska verken i Linköping AB.





## Appendix II

### ***Teoretisk beräkning av alkalinitet:***

Då ingen alkalinitet mättes under försöks perioden togs ett medelvärde från tidigare år (2004).

Alkalinitet på inkommande vatten till dammarna: 540 mg/l  $\text{HCO}_3^-$  = 8,9 meq/l

Ammoniumkoncentration: 50 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$

Molvikt för  $\text{NH}_4\text{-N}$ : 14 g/mol

Molvikt för  $\text{HCO}_3^-$ : 61 g/mol

Antalet mol ammonium-N i inkommande vatten till den västra dammen:

Koncentration av ammonium-N 50 mg/l = 0,05 g/l = 0,0036 mol/l

För varje mol  $\text{NH}_4\text{-N}$  som nitrifieras så förbrukas 2 mol alkalinitet.

Förbrukad alkalinitet:  $0,0036 \cdot 2 = 0,0072$  mol/l vilket motsvarar  $0,0072 \text{ mol/l} \cdot 61 \text{ g/mol} = 0,44 \text{ g/l} = 439 \text{ mg/l}$

Den förbrukade alkaliniteten i meq/l:  $439 \text{ mg/l} / 61 \text{ g/mol} = 7,2 \text{ meq/l}$

Alkalinitet kvar efter nitrifikation är  $8,9 - 7,2 = \underline{1,7 \text{ meq/l}}$

## **Appendix III Article**

# Enhancement of ammonium reduction in an aerated pond for treatment of leachate.

Mia Wärjerstam

Mars 2009

---

**Abstract:** A series of lab scale experiments were conducted to study ways of improving the nitrification in a pond for treatment of landfill leachate at Gärstad waste treatment facility in Linköping, Sweden. Three different parameters were investigated, addition of carrier material, phosphorus addition and the temperature dependency. At Gärstad, leachate is treated in an equalisation pond with an overland flow area, an aerated pond and a wetland. Initially, water quality analyses in the pond system indicated phosphate limitation in the process. Experiments with addition of an external phosphorus source were conducted in four reactors with a volume of 5 L each. Two different external phosphorous sources were used, P-mag ( $\text{PO}_4^{3-}$  and Mg) and potassiumdihydrogenphosphate ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ). For carrier material, small free floating polyethylene elements (K3) with a density slightly under  $1\text{g/cm}^3$  were used. The K3 carriers have an inner active surface of  $500\text{ m}^2/\text{m}^3$  where biomass can grow and attach as biofilm. Oxygen, pH and temperature were controlled throughout the experiments. Also, experiments were conducted at about  $5\text{ }^\circ\text{C}$  and  $15\text{ }^\circ\text{C}$  to investigate the possible temperature dependency of the nitrification process. The maximum nitrification rate achieved was  $0.88\text{ g/m}^2\text{d}$  and a small positive effect of P addition was observed. Insignificant nitrification was noticed when no carrier material was added and when the leachate had a temperature of  $5\text{ }^\circ\text{C}$ . The temperature coefficient was estimated at  $0.09\text{ }^\circ\text{C}$ , which is higher than literature and could be due to temperature changes in the history of the biofilm. Calculations with the nitrification rate of  $0.744\text{ g/m}^2\text{d}$  and with a goal of  $10\text{ mg NH}_4\text{-N/l}$  in the effluent a total carrier volume to treat  $175\text{ }000\text{ m}^3/\text{year}$  would have a total reaction volume of approximately  $200\text{ m}^3$  with carrier material to 29 % of the total volume.

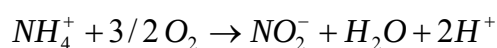
**Keywords:** *Aerated pond, Carrier material, Landfill leachate, Nitrification rate, Phosphorus limitation.*

---

## Introduction

Leachate generated from a municipal landfill can cause considerable environmental problems. In contact with surrounding soil, ground and surface water the leachates becomes a major pollution hazard and have a strong impact on the entire ecosystem. Municipal waste contains proteins which are used for hydrolysis and fermentation by microorganisms (Berge and Reinhart, 2005). As a by-product ammonium-nitrogen is produced. Ammonium in the leachate causes eutrophication in lakes and waters and is considered one of the most common water quality problems in the world today (Smol, 2008). Therefore, leachate must be collected and treated before being discharged into the environment. There are several treatment options available for leachate treatment, with different degrees of efficiency (Loukidou and

Zouboulis, 2000). Among these are chemical, biological, membrane separation and thermal treatment processes. Biological processes based upon biofilm processes have been proven to be reliable for nitrogen removal (Pastorelli et al, 1997). The moving-bed biofilm reactor (MBBR) was developed on the basis of conventional activated sludge process and fluidised bed and consists of small free floating polymer elements constantly in movement in the reactor (Chen et al 2008). Biological processes for ammonium removal are based on nitrification and denitrification. In the nitrification processes, the ammonium is converted to nitrate in two steps. The ammonia oxidizing bacteria convert ammonium to nitrite (Canziani et al, 2006):



Thereafter is the nitrite oxidized to nitrate by nitrite oxidizing bacteria:



The nitrification rate is dependent on temperature, pH, dissolved oxygen (DO), available organic material and possible toxic substances (Bitton, 1999). In leachate the concentration of phosphate is generally low and an addition of phosphate could increase the nitrification rate. Different phosphorus substances have been used in order to enhance the nitrification rate, and among them are phosphoric acid and potassiumdihydrogen-phosphate  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  (Welander et al, 1997; Ekenberg 2007).

Surfaces provide a place for the micro-organisms to grow a biomass in the form of biofilm. In a biofilm process different forms of surfaces have been developed and biofilm reactors with suspended carriers are constructed to provide a large area of biofilm formation to a low volume. The nitrification is acidifying and it might be necessary to add alkalinity to maintain a stable pH in the process.

In order to treat the leachate and to minimize the contamination impact on surroundings, Tekniska Verken in Linköping AB has chosen to use biological treatment for their municipal landfill Gärstad. The on-site leachate treatment plant has a two-phase treatment process, the first is designed to use nitrification in a pond system and an overland flow followed by the second phase, a wetland designed for denitrification. The pond system consists of two ponds where the second pond is aerated with three surface aerators and includes three control shields to enlarge the duration time for the treated water in the treatment process. The system receives approximately 175 000 m<sup>3</sup> contaminated water annually. A waste treatment plant for liquid industrial waste has its effluents connected to the leachate treatment of Gärstad. For normal processes that plant have to add phosphorus to the biological treatment of organic material. The plan is to add 2 mg P/l phosphorus solution (P-mag) and the phosphorus that will not be

utilised during the biological treatment will be presented in the effluents of that plant and probably would be beneficial for nitrification during leachate treatment.

The objective for this study was to investigate possible ways to improve the nitrification in the aerated ponds at the Gärstad landfill, Linköping, Sweden. To improve the nitrification, two different parameters, which might stimulate the process, were investigated in lab-scale. In addition, the temperature dependency of the process was determined. Experiments were conducted with leachate from the aerated ponds. Based on the results, modifications are suggested that might enhance the nitrification in the aerated pond.

### Method and material

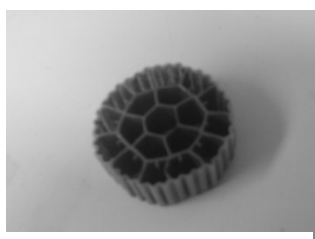
Leachate samples were collected from the municipal landfill site, Gärstad, located 3 km north-east of the town Linköping in the south of Sweden. The experiments were performed in laboratory scale batch reactors with a working volume of 5 L. Air was supplied through pressure reinforced plastic hoses and a pressure stabilizer from a compressor. The hoses were glued to the bottom of the reactors in a circle and small holes were made every second centimetre to ensure sufficient aeration of the leachate (Figure 1). Ammonium, nitrite and nitrate were analysed from samples taken from every reactor every two hours.



**Figure 1. Design of experimental setup.**

The carriers (K3) were manufactured by Anox-Kaldnes and were cylinder shaped with walls on the inside to enlarge the active surface (Figure 2). The active surface was 500 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> and that is where the microorganisms grow, attached as biofilm. The carriers were supplied

from a leachate treatment plant in Uppsala, Sweden, (Hovgården) that use carriers in their leachate treatment process. The advantage of obtaining carriers from an ongoing process was that a long start-up time was avoided as the carriers were already colonised. The filling fraction is the volume occupied by carriers in empty reactor (Ødegaard et al, 2000) and was either 23 or 47 % in the experiments.



**Figure 2. Carrier used in the experiment.**

Two different external phosphorus sources were used. At first the nutrient solution P-mag ( $\text{PO}_4$  and Mg) was used but later on, experiments with potassiumdihydrogenphosphate ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ) were also conducted. The phosphorus solution (P-mag) is a Phosphorus Magnesium nutrient solution and was purchased from Yara AB. The  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  was purchased from Onemed.

Altogether, six experiments were conducted during the period October to December 2008. The first experiment was a test experiment and gave useful information for the rest of the experiments. This experiment was conducted during 8 hours in order to investigate the change in pH, temperature and oxygen demand, but also to study the function of the experimental equipment. The second experiment tested the performance with or without carrier material. The third experiment compared the nitrification after adding carrier material that had been stored with phosphate addition with carriers stored without phosphate addition. For the fourth experiment, nitrification rates at two different temperatures were evaluated and the fifth experiment compared the addition of  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  with no phosphate addition. The sixth and last experiment investigated the effect of a reduced oxygen supply on the nitrification rate, with the addition of  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ .

Samples collected from the landfill leachate, from the effluents of the aerated pond and from

the effluents of the wetland were evaluated in order to investigate the nitrification in the pond system.

## **Results and discussion**

### *Evaluation of the nitrification at Gärstad*

The evaluation of the nitrification in the pond system at Gärstad showed that the average reduction of ammonium concentration was 56 % for the whole process. The two ponds were responsible for 48 % and the wetland had an average ammonium decrease of 8 %.

### *Nitrification rates from literature and a case study*

The reported nitrification rate in suspended carrier processes varies between 0.5-1.0 g N/m<sup>2</sup>d (Hem et al, 1994; Chen et al 2008; Rusten et al, 2006; Ekenberg, 2007). The volumetric rate for other biological nitrification processes varies between 72-1500 g N/m<sup>3</sup>d (Knox, 1985 cited in Welander et al, 1997b; Hem et al, 1994; Horan et al, 1998; Heander, 2007; Ekenberg et al, 2008; Kim et al, 2006; Welander et al, 1997a).

At Hovgården waste treatment plant the leachate is treated in a pre-precipitation step with potassiumpermanganate and thereafter in two biofilm reactors with the carrier K3 to a total filling fraction of 29 %. The hydraulic retention time is 14 hours and the calculated nitrification rate of the Hovgården leachate treatment plant was 0,74 gN/m<sup>2</sup>d. This rate is in the range of reported rates for biofilm reactors in literature.

### *Experimental results*

The results of the first experiment showed that the nitrification rate was linear during the first four hours but then started to incline (Figure 3). The nitrification rate for this experiment was 0,88 g  $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2\text{d}$  and was also the maximum rate achieved (Table 1). The nitrification rate was even higher than the nitrification rate achieved at Hovgården where the carriers had been in process some days before the present experiments, and could be due to the higher temperature and the higher amount of oxygen during the experiment. The pH varied between 7.7-8.0, temperature varied between 17.0-18.4 °C and the dissolved oxygen was 7.3-9.3 mgO<sub>2</sub>/l during the experiment. When the leachate was incubated

without carriers, only a negligible nitrification was observed, hence the carrier material improved the nitrification dramatically.

Phosphate samples were initially taken in the pond system and the results ( $<0.01$ - $0.04$  mgP/L) indicated a possible phosphate limitation. Due to this result, experiments with addition of external phosphorus were carried out in order to evaluate the effect on the nitrification rate. The results showed a slightly more efficient nitrifications rate when phosphate was added compared with no addition of phosphate. Inconclusive results were given when  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  as phosphorus additive was compared to the nutrient solution P-mag. No differences in nitrification rate were achieved when the carrier had been stored for two weeks in leachate with phosphorus addition compared with those that had been stored without phosphorus addition.

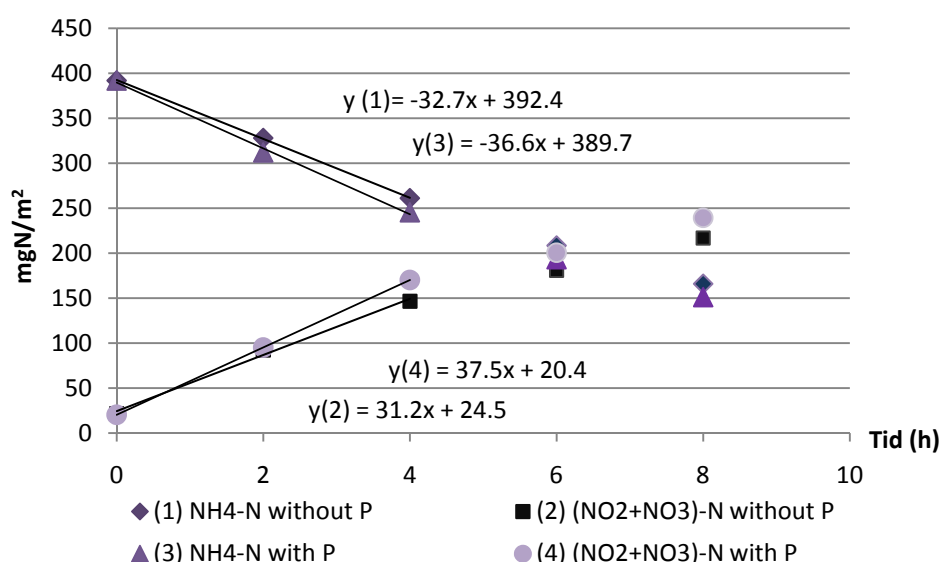
Negligible nitrification was achieved when the temperature during the reaction was  $5^\circ\text{C}$ . The calculated Arrhenius temperature coefficient was  $0.09/^\circ\text{C}$ . The temperature coefficient value was higher than literature values (Hem et al, 1994), which indicates that the nitrification process was unusually sensitive to temperature changes. This could be due to the changes in

temperature before the experiment and also the fast temperature change during the experiment. A slower temperature change would probably give a lower temperature coefficient.

The results for the last experiment showed higher nitrification rates although the dissolved oxygen level was lower than in the preceding experiments. This could possibly be explained by the fact that the carrier material had been stored for a week in a higher temperature than before to avoid freezing. And also, the same carrier were used in the two last experiments and the carrier were stored in room temperature over night and that could be the explanation to the increase in nitrification rate although the oxygen was reduced.

#### Scale up

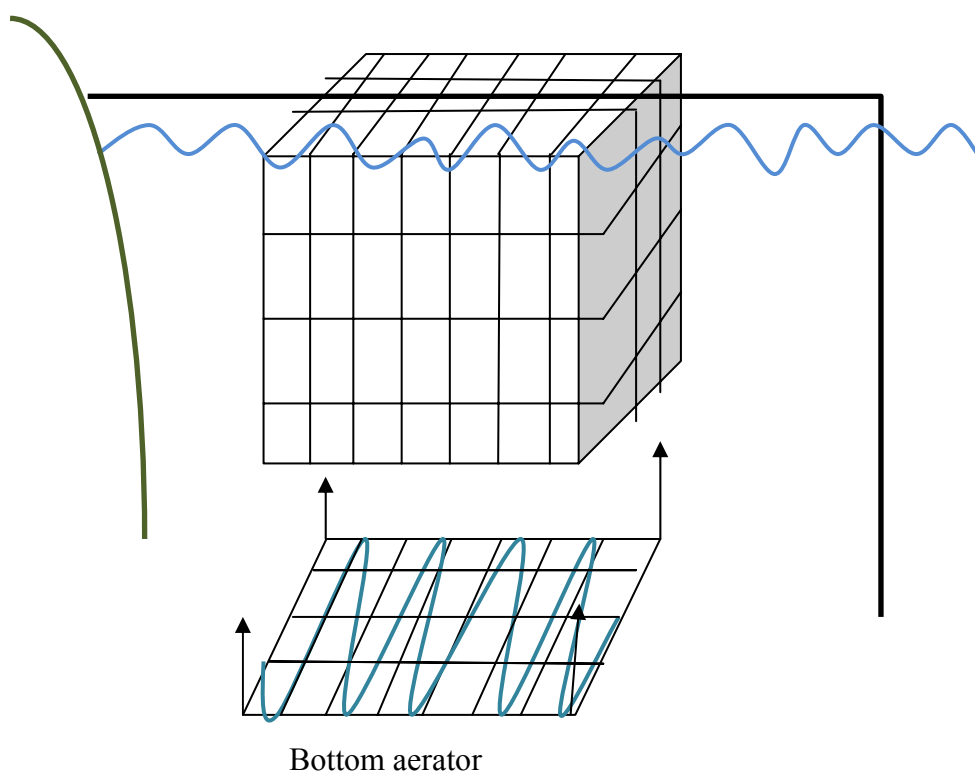
Using nitrification rate for the biofilm process of Hovgården and with a goal of  $10\text{ mg NH}_4\text{-N/l}$  in the effluent, a reactor designed to treat  $175\,000\text{ m}^3/\text{year}$  would have a total reaction volume of  $200\text{ m}^3$  with 29 % of the total volume filled with carriers at a temperature of  $10^\circ\text{C}$ . To use small reactors with a new design could make it possible to implement the biofilm technique in the aerated pond. A figure over that type of reactor is shown in Figure 4.



**Figure 3. The changes in amount of  $\text{NH}_4\text{-N}$  and  $(\text{NO}_2+\text{NO}_3)\text{-N}$  during 8 hours of leachate incubation in reactors with 23 % carrier material. The linear regression shows the nitrification rate during the first four hours.**

**Table 1. The nitrification rate from the six experiment with the values of the parameters. The nitrification rate, pH, temperature and dissolved oxygen are the mean value of two reactors.**

| Experiment | Description                                        | Temperature (°C) | Phosphorus measured value (mgP/L) | Oxygen (mgO <sub>2</sub> /L) | Nitrification rate g (N/m <sup>2</sup> d) |
|------------|----------------------------------------------------|------------------|-----------------------------------|------------------------------|-------------------------------------------|
| 1          | with P-mag                                         | ~18              | 1.75                              | 7.9                          | 0.88                                      |
| 1          | without P-mag                                      | ~18              | -                                 | 7.9                          | 0.78                                      |
| 2          | Without carrier                                    | ~17              | -                                 | 8                            | 0.05                                      |
| 2          | With carrier                                       | ~16.5            | -                                 | 7.0                          | 0.6                                       |
| 3a         | P-mag during storage and during experiment         | ~16.5            | 18.7                              | 5.5                          | 0.52                                      |
| 3a         | P-mag during storage                               | ~16.4            | 1.9                               | 6.0                          | 0.49                                      |
| 3b         | P-mag during experiment                            | ~16              | 0.7                               | 5.7                          | 0.52                                      |
| 3b         | Without P-mag                                      | ~16              | < 0.01                            | 5.6                          | 0.48                                      |
| 4          | 15 °C                                              | 15               | -                                 | 9.1                          | 0.38                                      |
| 4          | 5 °C                                               | 5                | -                                 | 11.3                         | 0.05                                      |
| 5          | With KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>               | ~16              | 2.7                               | 10.0                         | 0.53                                      |
| 5          | Without KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>            | ~16              | < 0.01                            | 9.5                          | 0.34                                      |
| 6          | ½ O <sub>2</sub> + KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> | ~16              | 3.1                               | 4.0                          | 0.69                                      |
| 6          | ½ O <sub>2</sub>                                   | ~16              | <0.01                             | 4.5                          | 0.62                                      |



**Figure 4. A net cage mounted on top of a bottom aerator filled with carriers would be a way to implement the biofilm technique into the aerated pond. The green line is showing the edge of the pond and the black lines are the structure that holds the net cage**

## Conclusions

- The nitrification in the aerated pond of Gärstad could be enhanced with an addition of surfaces for the micro-organisms to colonize, but also an increase in temperature would affect the nitrification.
- A possible phosphorus limitation in the pond was observed and the results of the experiments indicate that a slightly higher nitrification rate could be achieved with an addition of phosphate.

## Acknowledgments

The author wishes first to thank Magnus Hammar and Tekniska Verken in Linköping for the support and opportunity to do this master thesis, but also professor Jes la Cour Jansen and associate professor Karin Tonderski for comments and support during this work.

## Referens:

- Berge, N.D., Reinhart, D.R. (2005) The fate of nitrogen in bioreactor landfills. *Environmental Science and Technology*. 35: 365-399
- Bitton, G. (1999) Wastewater microbiology, second edition, USA, 228-231
- Canziani, R., Edmondi, V., Garavaglia, M., Malpei, F., Pasinetti, E., Buttiglieri, G. (2006) Effect of oxygen concentration on biological nitrification and microbial kinetics in a cross-flow membrane bioreactor (MBR) and moving-bed biofilm reactor (MBBR) treating old landfill leachate. *Journal of Membrane Science*, 286: 202-212
- Chen, S., Sun, Dezhi., Chung, J-S. (2008) Simultaneous removal of COD and ammonium from landfill leachate using an anaerobic-aerobic moving bed biofilm reactor system. *Waste Management*, 28: 339-346
- Ekenberg, M. (2007) Biologisk behandling av lakvatten från Sysavs deponi Spillepeng i biofilmsprocesser med rörligt bärmaterial: Laboratieförsök. AnoxKaldnes. Retrieved sep 30, 2008 from <http://www.kildesamarbejdet.org/dokumenter/index.html>
- Ekenberg, M. Andersson, A., Heander, E (2008) Biologisk behandling av lakvatten från Spillepengs avfallsanläggning, Sysav. Anoxkaldnes och Sysav, Retrieved okt 23 from <http://www.kildesamarbejdet.org/dokumenter/index.html>
- Heander, E. (2007) Potential för rening av lakvatten från Spillepengs avfallsanläggning med SBR-teknik samt supplerande COD-reduktion med kemiska oxidationsmedel. Master thesis. Water and Environmental Engineering. Department of Chemical Engineering. Lund University, Sweden
- Hem, L.J., Rusten, B., Odegaard, H. (1994) Nitrification in a moving bed biofilm reactor. *Water research* 28,6:1425-1433
- Horan, N.J., Gohar, H., Hill, B. (1997) Application of granular activated carbon-biological fluidized bed for the treatment of landfill leachates containing high concentrations of ammonia. *Water Science and Technology* 36, 2-3; 369-375
- Kim, D-J., Lee, D-I., Keller, J. (2006) Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH. *Bioresource Technology* 97; 459-468
- Knox, K. (1985) Leachate treatment with nitrification of ammonia. *Water research* 19:895-904
- Miljörapport (2007). Gärstads avfalls- anläggning exklusive Gärstaverket. Tekniska Verken i Linköping AB
- Pastorelli, G., Andreottola, G., Canziani, R., Frangipane, E.d.F., De Pascalis, F., Gurrieri, R., Rozzi, A. (1997) Pilot-plant experiments with moving bed biofilm reactors. *Water Science and Technology* 36, 1:43-50
- Smol, J. P. (2008) Pollution of lakes and rivers, Paleoenvironmental perspective 2:nd edition, Blackwell Published, Singapore. 180-185
- Welander, U., Henrysson, T., Welander, T. (1997a) Nitrification of landfill leachate using suspended-carrier biofilm technology. *Water Research* 31,9:2351-2355
- Welander, U., Henrysson, T., Welander, T. (1997b) Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate in a pilot scale suspended carrier biofilm process. *Water Research* 32, 5:1564-1570