

Värmning av avloppsvatten med spillvärme  
för att förbättra kvävereningen  
- Temperaturenns inverkan på kvävereningen

Heating of Sewage Water with Waste Heat  
for improved Nitrate Reduction  
- The Effect of Temperature on Nitrate  
Reduction

Helena Andersson

*Vatten Miljö Transport*  
CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA  
Göteborg

Examensarbete 2002:5



## **Förord**

Jag vill tacka Gunnar Hovsenius, miljöansvarig på ELFORSK AB, Måns Lundh, doktorand och handledare på Chalmers Tekniska Högskola, Inge Lindahl, projektingenjör på Tekniska Verken i Linköping AB, Ann Mattson, utvecklingschef på Grya AB och Ola Fredriksson, utvecklingsingenjör på Grya AB.



## Abstract

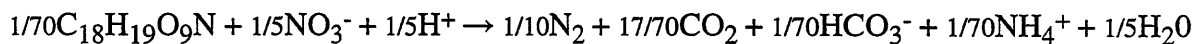
This is a case study that considers the sewage treatment plants in Linköping and Gothenburg. The matter that has been looked into is how the temperature affects the nitrogen reduction. Chosen temperatures are 15, 20, 25 and 30 °C since the incoming water seldom reaches temperatures below 10°C and temperatures higher than 30°C unfavourable the nitrogen reduction

Sewage treatment plants usually have a relatively constant content of nitrogen in the incoming water while the content in the outgoing water varies and is as lowest during the summer. This is because of the effect of the temperature.

In a sewage treatment plants the nitrogen reduction takes place in two processes. In the first process, nitrification, the ammonia is oxidized to nitrate by the formula:



The second process, denitrification, uses the nitrate for oxidization and transforms it into nitrogen gas by the formula:



Since the formulas are not the same and since there are different bacteria that are active in the two processes the parameters that control the processes are not the same. In the nitrification process the ammonia content are important like the oxygen content and a low content of organic material. As the growth rate is low the sludge age must be sufficiently high. The denitrification on the other hand is controlled by the nitrate content, a high content of organic material is important and it is favoured by a low content of oxygen.

Theoretical values have been important for this study since the temperatures that have been investigated seldom or never occur in a sewage treatment plants.

The sewage treatment plants in Linköping and Gothenburg are very different. In Linköping both the nitrification and the denitrification take place in an activated - sludge process, while in Gothenburg the nitrification take place in a biological filter.

Two cases where studied in Linköping. How a temperature rise over the nitrification process in their present plants would affect the total nitrogen content in the outgoing water and also the volume that was needed for denitrification to achieve a content of 10mgNtot/l in the outgoing water when the temperature was raised for both the nitrification and the denitrification process.

Two cases were also studied in Gothenburgh. The first considered what affect a temperature rise over the biological filter would have on the content of nitrogen in the outgoing water and the second looked into the possibility of reducing the used volume by just using the active-sludge process for both nitrification and denitrification and a temperature rise over both processes.

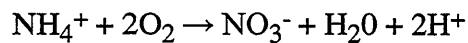


## Summary

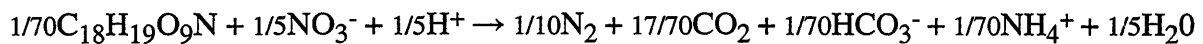
This is a case study that considers the sewage treatment plants in Linköping and Gothenburg. The matter that has been looked into is how the temperature affects the nitrogen reduction. Chosen temperatures are 15, 20, 25 and 30 °C since the incoming water seldom reaches temperatures below 10°C and temperatures higher than 30°C unfavourable the nitrogen reduction

Sewage treatment plants usually have a relatively constant content of nitrogen in the incoming water while the content in the outgoing water varies and is as lowest during the summer. This is because of the effect of the temperature.

In a sewage treatment plants the nitrogen reduction takes place in two processes. In the first process, nitrification, the ammonia is oxidized to nitrate by the formula:



The second process, denitrification, uses the nitrate for oxidization and transforms it into nitrogen gas by the formula:



Since the formulas are not the same and since there are different bacteria that are active in the two processes the parameters that control the processes are not the same. In the nitrification process the ammonia content are important like the oxygen content and a low content of organic material. As the growthrate is low the sludgeage must be sufficically. The denitrification on the other hand is controlled by the nitrate content, a high content of organic material is important and it is favoured by a low content of oxygen.

Theoretical values have been important for this study since the temperatures that have been investigated seldom or never occur in a sewage treatment plants.

The sewage treatment plantss in Linköping and Gothenburg are very different. In Linköping both the nitrification and the denitrification take place in an activated - sludge process, while in Gothenburg the nitrification take place in a biological filter.

Two cases where studied in Linköping. How a temperature rise over the nitrification process in their present plants would affect the total nitrogen content in the outgoing water and also the volume that was needed for denitrification to achieve a content of 10mgNtot/l in the outgoing water when the temperature was raised for both the nitrification and the denitrification process.

Two cases were also studied in Gothenburgh. The first considered what affect a temperature rise over the biological filter would have on the content of nitrogen in the outgoing water and the second looked into the possibility of reducing the used volume by just using the active-sludge process for both nitrification and denitrifiation and a temperature rise over both processes.





Results:

Linköping:

Case 1			Case 2	
Temp	Red. Ammonia	Ntot out mg/l	Ntot out mg/l	Denitrification volume m <sup>3</sup>
Normal	29 %	23,04	-	-
15	51 %	25,5	-	-
20	66 %	25,5	10	4442
25	100 %	25,5	10	3357
30	100 %	25,5	10	2398

There is no change in the total nitrogen content in the outgoing water despite the complete nitrification at a temperature rise to 25°C. This is explained by the denitrification that has already reached its max capacity. This means that the outgoing water has the same nitrogen content but in the shape of nitrate instead of ammonia. In case two it is not possible to reach such a low value as 10mgNtot/l for the two lowest temperatures since the nitrification is incomplete. But for a temperature rise to 30°C only a volume of 2398 m<sup>3</sup> is needed, which can be compared to their present volume of 1600 m<sup>3</sup>.

Gothenburg:

Case 1			Case 2		
Temp	Red. ammonia in biofilter	Ntot out mg/l	Temp	Red. Ammonia in air zone	Ntot out mg/l
Normal	86 %	11,1	Normal	6 %	15,5
15	85 %	10,8	15	90 %	11,2
20	100 %	9,7	20	100 %	8,4
25	100 %	9,7	25	100 %	5,8
30	100 %	9,7	30	100 %	3,5

In case one it was hard to achieve a much better result than they already have since the reduction of ammonia in the biofilter presently is 86 %. In case two it was not possible to achieve a good nitrification with the normal temperatures, but with a temperature rise to 30°C it is possible to reach a nitrogen content as low as 3,5 mgNtot/l.

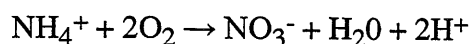
These values are however not applicable just as they are. Further investigations are needed since important parameters as e.g. hydraulic has been neglected. The results only gives a hint of what might be gained with a temperature rise.



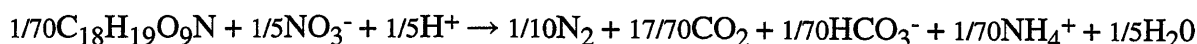
## Sammanfattning

Denna studie är en fallstudie på Göteborgs och Linköpings avloppsreningsverk. Vad som har undersökts är temperaturens inverkan på kvävereningen. Valda temperaturer är 15, 20, 25 och 30 °C då avloppsvattnet till verken sällan är under 10 °C och högre temperaturer än 30 °C missgynnar kvävereningen. För denna studie antas att värmekällor och teknik för uppvärmning finns.

Det är vanligt för ett reningsverk att inkommande halt kväve är relativt konstant över året medan utgående halt varierar och är lägst sommartid. Detta beror på att kvävereningen gynnas av den höjda vattentemperaturen. Kvävet som kommer till ett reningsverk är till största delen bundet till ammonium. Kväveavskiljningen sker i två olika processer, den första är nitrifikationen, där oxideras ammoniumet till nitrat enligt formeln:



Den andra är denitrifikationen, där används nitraten till oxidation och kvävgas bildas till exempel enligt formeln:



Då formlerna ser olika ut och det är olika bakterier som tar hand om processerna är det inte samma parametrar som styr de två processerna. Nitrifikationen är främst beroende av ammoniumhalten, en relativt hög slamålder, syrehalten i vattnet och låg halt organiskt material medan denitrifikationen främjas av en hög nitrathalt, syrefattig miljö och hög halt organiskt material. Båda processer gynnas dock av ett neutralt pH och en relativt hög temperatur.

I denna studie har teoretiska värden varit en viktig del eftersom de undersökta temperaturerna sällan eller aldrig förekommer i verket. För nitrifikationen har värden tagits från STAMP: Styrning av avloppsverk- nya metoder och processer. De har simulerat nitrifikationen beroende av temperaturen och det organiska materialet i Efor (ett datorsimuleringsprogram för aktivt slam). För denitrifikationen har de teoretiska värdena tagits från en studie som gjorts på en pilotanläggning i Malmö.

Linköping och Göteborg avloppsreningsverk har mycket olika processer för kväverening. I Linköping består den av en aktivslamprocess med en relativt stor volym för nitrifikationen och en liten volym för denitrifikationen. I Göteborg sker nitrifikationen på ett delflöde av utgående flöde, detta sker i en biobädd och vattnet recirkulerar sedan till en aktivslamprocess där denitrifikationen sker.

För Linköpings avloppsreningsverk studerades två fall. I det första fallet värmdes vattnet över nitrifikationen och totalkvävehalten ut ur verket beräknades. I det andra fallet värmdes både nitrifikationen och denitrifikationen. På en totalkvävehalt på 10mg/l ut ur verket beräknades erforderad denitrifikationsvolym

Även i Göteborg studerades två fall. I det första fallet värmdes vattnet över biobädden och totalkvävehalten ut ur verket beräknades. I det andra fallet frigjordes de volymer som



biobäddarna upptar och vattnet i aktivslamprocessen värmdes. Totalkvävehalten ut ur verket beräknades.

Resultat:

Linköping:

Fall 1			Fall 2	
Temp	Red. ammonium	Ntot ut mg/l	Ntot ut mg/l	Denitrifikationsvolym m <sup>3</sup>
normal	29 %	23,04	-	Går ej
15	51 %	25,5	-	Går ej
20	66 %	25,5	10	4442
25	100 %	25,5	10	3357
30	100 %	25,5	10	2398

För fall 1 sker ingen förändring i totalkvävehalten ut ur verket trots att nitrifikationen redan vid 25°C är fullständig. Detta beror på att maxkapaciteten för denitrifikationen redan är nådd vilket betyder att lika mycket kväve går ut men i form av nitrat istället för ammonium.

För fall 2 är det inte möjligt att vid normaltemperatur och en höjning till 15°C komma ner i så låg totalkvävehalt som 10 mg/l för att nitrifikationen är ofullständig. För de högre temperaturerna sjunker behovet av volym med ökad temperatur. Vid 30°C krävs endast en volym på 2398 m<sup>3</sup> vilket kan jämföras med deras nuvarande på 1600 m<sup>3</sup>.

Göteborg:

Fall 1			Fall 2		
Temp	Red. ammonium i biobädden	Ntot ut mg/l	Temp	Red. ammonium i luftningen	Ntot ut mg/l
normal	86 %	11,1	normal	6 %	15,5
15	85 %	10,8	15	90 %	11,2
20	100 %	9,7	20	100 %	8,4
25	100 %	9,7	25	100 %	5,8
30	100 %	9,7	30	100 %	3,5

För fall 1 går det inte att uppnå någon avsevärd förbättring eftersom biobädden redan nu reducerar ammoniumet till 86 %. Detta syns på totalkvävehalten som bara går från 11,1 vid normaltemperatur till 9,7 vid höjning till 30°C. Den ringa förbättringen har även sin förklaring i blandningseffekten som sker då vattnet recirkulerar i processen.

För fall 2 ger en normaltemperatur en mycket liten nitrifikation. Denna går att öka rejält med en temperaturhöjning. Vid 30°C är nitrifikationen fullständig och även denitrifikationen är så bra att en utgående halt på 3,5 mgNtot/l är möjlig.

Dessa värden går dock inte att applicera direkt på verkligheten eftersom de endast är framtagna teoretiskt. Detta gör att viktiga parametrar som till exempel hydraulik har försumrats. Vad de dock kan ge är en antydning om vad som skulle kunna ske vid en temperaturhöjning.



## Innehållsförteckning

Innehållsförteckning	1
Ordlista	2
1. Inledning	4
1.1 Bakgrund.....	4
1.2 Syfte.....	6
1.3 Begränsningar.....	7
2. Nuvarande och framtida krav	8
2.1 Ingen övergödning.....	8
2.1.1 Handlingsvägar.....	8
2.1.2 Konsekvenser.....	8
2.1.3 Riktvärden och gränsvärden.....	9
3. Teori	10
3.1 Avloppsreningsverk.....	10
3.2 Nitrifikation.....	11
3.2.1 Viktiga parametrar vid nitrifikation.....	11
3.2.2 Processlösning för nitrifikation.....	13
3.3 Denitrifikation.....	15
3.3.1 Viktiga parametrar vid denitrifikation.....	15
3.3.2 Processlösning för denitrifikation.....	16
4. Studerade anläggningar	18
4.1 Linköping.....	18
4.1.1 Nykvarns reningsprocess.....	19
4.1.2 Processlösning för kväverening vid Nykvarnverket.....	20
4.1.3 Tidigare studier.....	21
4.2 Göteborg.....	22
4.2.1 Ryaverkets reningsprocess.....	22
4.2.2 Processlösning för kväverening vid Ryaverket.....	23
4.2.3 Tidigare studier.....	24
4.3 Värmeällor i Göteborg och Linköping.....	25
5. Metod/tillvägagångssätt	26
5.1 Litteraturstudie.....	26
5.1.1 Nitrifikation.....	26
5.1.2 Denitrifikation.....	29
5.2 Nykvarnverket.....	31
5.2.1 Beräkningar för Nykvarnverkets befintliga process.....	32
5.2.2 Beräkningar för Nykvarnverket med en temperaturhöjning av vattnet.....	34
5.3 Ryaverket.....	36
5.3.1 Beräkningar för Ryaverkets befintliga process.....	37
5.3.2 Beräkningar för Ryaverket med en temperaturhöjning av vattnet.....	40
6. Resultat	42
6.1 Nykvarn.....	42
6.2 Ryaverket.....	43
7. Diskussion	46
8. Slutsatser	48
9. Referenser	49
10. Bilagor	51





## Ordlista

- aktivt slam-process:** En biologisk avloppsreningsmetod med recirkulering av mikroorganismer i slammet. Mikroorganismer som är aktiva i luftningsbassängen, avskiljs från vattnet i sedimenteringsbassängen och recirkuleras tillbaka som aktivt slam till luftningsbassängen.
- autotrof bakterie:** En bakterie som utnyttjar oorganiskt kol som kolkälla.
- avloppsvatten:** Förorenat vatten från användning i hushåll, industri, lantbruk o d. Det kan indelas i hushållsavloppsvatten (spillvatten) och industriavloppsvatten. Vatten som leds från gator och vägar indelas i dagvatten och dräneringsvatten.
- biobädd:** Anläggning där vattnet strilas över ett fast material på vilket en biofilm växer.
- BOD:** Mått på lättnedbrytbara organiska ämnen.
- brädda:** Avloppsvattnet släpps ut, ibland delvis behandlat om och när ledningsnätet, pumpstationen eller reningsverket överbelastas -en nödåtgärd som bara skall ske vid stor nederbörd.
- COD:** Förbrukning av visst oxidationsmedel omräknat till syreförbrukning vid kemisk oxidation av främst organiska ämnen i vatten. Analyseras under specificerade betingelser.
- denitrifikation:** Nitratrespiration, organiskt material oxideras med nitrat (som elektronacceptor) varvid nitrat reduceras till kvävegäs.
- efterdenitrifikation:** En kvävereningsprocess där denitrifikationen i en syrefri bassäng sker efter nitrifikation i en luftad bassäng eller en biobädd.
- eutrofiering:** Övergödning av ytvattensamlingar med närsalter (t.ex. kväve eller fosfor) som medför tillväxt av alger och växter, vars nedbrytning tar vattnets syre i anspråk.
- flockning:** Bildning av flockar utav mindre partiklar. I reningsverk sker en långsam omrörning så att partiklarna får kontakt med varandra och därefter klumpar ihop sig till flockar.
- gN/gMLSS h** Enheten för nitrifikation och denitrifikation i en aktivslamprocess. Reducerat gram kväve per gram MLSS och timma.
- gN/ m<sup>2</sup> h** Enhet för nitrifikation i biobädd. Reducerat gram kväve per kvadratmeter specifik yta och timma..
- gN/ m<sup>3</sup> h** Enheten för denitrifikation där kulor är nedsänkta i bassängen för ytförstoring. Reducerat gram kväve per kubikmeter blöt volym och timma.
- gränsvärde:** Ett värde för en anläggnings utsläpp av specifika ämnen som i princip aldrig får överskridas. Om överskridande sker kan sanktioner i form av straff och/eller miljöskyddsavgift komma i fråga.



<b>heterotrof bakterie:</b>	En bakterie som utnyttjar organisk substans som kolkälla.
<b>MLSS:</b>	Mixed liquor suspended solids (suspenderad halt).
<b>nitrifikation:</b>	Omvandling av ammonium till nitrat med hjälp av bakterier.
<b>nitrobakter:</b>	Autotrofa bakterier som oxiderar nitrit till nitrat.
<b>nitrosomonas:</b>	Autotrofa bakterier som oxiderar ammonium till nitrit.
<b>recipient:</b>	Vatten som tar emot avloppsvatten, t.ex. havet, sjöar eller andra vattendrag.
<b>rejektvatten:</b>	Den vätska som separeras vid avvattnings av slam och vanligen återförs till inkommande avloppsvatten för behandling.
<b>returslam:</b>	Slam från biologisk rening som återpumpas till inloppet av aktivt-slambassängen för att på nytt medverka i reningsprocessen.
<b>riktvärde:</b>	Ett värde som om det överskrids medför en skyldighet för tillståndshavaren att vidta sådana åtgärder att värdet kan hållas.
<b>slamålder:</b>	Förhållandet mellan den i det biologiska reningssteget befintliga slammängden och den per dygn bortförda slammängden.
<b>slurry:</b>	Uppslamning av fasta partiklar.
<b>sedimentering:</b>	Flockar och andra partiklar sjunker på grund av sin densitet till botten och bildar sediment (slam, avlagringar). I sedimenteringsbassänger på avloppsreningsverken tas de därefter bort med bottenskrapor.
<b>totalkväve (N<sub>tot</sub>):</b>	Den totala halten av grundämnet kväve (N) som finns bundet i olika kemiska former (föreningar) i en substans som t ex slam eller vatten
<b>VSS:</b>	Volatile suspended solids (flyktig/organisk suspenderad substans).
<b>överskottsslam:</b>	Mikroorganismerna och bakterierna förökar sig hela tiden i det biologiska steget, därför ökar hela tiden mängden av aktivt slam. En del av det aktiva slammet som tas ur kontinuerligt och förs till slambehandlingen. Vid konstant slamhalt i det biologiska steget motsvarar uttaget tillväxten.



# 1. Inledning

## 1.1 Bakgrund

Döda hav och sjöar på grund av igenväxning har sedan decennier varit ett uppmärksammat problem. Eutrofiering är en följd av vår tillförsel av näringsämnen till mark och vatten. De ämnen som främst förknippas med eutrofiering och döda sjöar är kväve och fosfor.

Organismer har ett kvävebehov som de tillgodoser genom att ta upp lösta kvävesalter eller genom att konsumera kväverika födoämnen som till exempel proteiner. Fosfor finns också i naturen och i organismer finns det bundet i många viktiga föreningar som ATP och DNA.

Näringsämnen som kväve och fosfor är alltså inga gifter, tvärtom behövs de i naturen. I sjöar är det vanligtvis ett underskott av fosfor och därför är det just fosfor som är den begränsande eller reglerande faktorn i våra sjöar. I haven tror man att det är kvävet som reglerar växtsamhällets utveckling. Ett tillskott av det reglerande ämnet medför en direkt ökad produktion av växter. Det sker många förändringar i ett hav eller en sjö som får ett för stort tillskott av näringsämnen. Bland annat ökar växtproduktionen vilket leder till att produktionen av bakterier och djur ökar. En förändring av artsammansättningen inom alla organismgrupper sker också. De fysikaliska förändringarna består i sänkt siktdjup och att växtgränsen blir grundare. Detta beror på att ljuset inte kan tränga lika långt ner på grund av den ökade planktonmängden. Eutrofiering bidrar också till en förändrad syrgasbalans. Vid ytan är vattnet ofta syrgasmättat av växtproduktionen och på botten leder den syreföbrukande nedbrytningen av döda djur och växter till en syrgasbrist. Då produktionen och biomassan av organismer ökar blir dessa skikt förstärkta och ibland kan det till och med uppstå total syrebrist på botten. Detta leder till en minskning eller utslagning av alla djur och att en icke syrgas krävande bakterier tar över nedbrytningen under bildning av svavelväten.

För att spara våra vattenmiljöer måste en minskning av tillförseln av näringsämnen ske. En källa är vattnet från avloppsreningsverken. Idag avskiljs stora mängder näringssalter med biologiska metoder. Dock kommer kraven i framtiden bli strängare vilket betyder att metoderna måste förbättras. Ett sätt är att värma det biologiska steget för att öka upptaget av näringssalter.

Till grund för detta examensarbete ligger en förstudie som har gjorts på Kungliga Tekniska Högskolan. Studien syftade till att undersöka om det var möjligt för Eskilstuna kommun att genom en höjning av temperaturen på avloppsvattnet kunna uppnå en förbättrad kväverening. Olika värmekällor beaktades och metoder för värmeväxling med avloppsvattnet undersöktes.

I denna studie har denna metod undersökts mer ingående. Fallstudier har gjorts för Linköping och Göteborgs stad där avloppsreningsverken och lämpliga värmekällor har undersökts. Att



just Linköping och Göteborg valdes beror på deras skillnader i både i processen för avloppsvattenrening och i fjärrvärmenätet. Ägandeskapet skiljer sig också då avloppsreningsverket och fjärrvärmenätet i Linköping har samma ägare, Tekniska Verken. I Göteborg är det annorlunda. Avloppsreningsverket ägs av Grya AB medan fjärrvärmenätet sköts av Göteborgs Energi som är kommunägt.

Vilka värmekällor som kan användas och hur en värmeväxling med avloppsvattnet kan ske undersöks i studien "Värmning av avloppsvatten med spillvärme för att förbättra kvävereningen –Energitekniska alternativ för värmning" av Jenny Arnell (23).

Idén för denna studie initierades av Elforsk AB som bedriver miljörelaterade projekt inom sina verksamhetsområden Vattenkraft, El- och Värmeproduktion, Överföring och Distribution, Användning samt Omvärld och System. Elforsk ägs av Svenska Kraftnät och Svensk Energi och driver forskning och utveckling med de svenska elföretagen och andra intressenter.





## 1.2 Syfte

Syftet med denna studie är att se om en temperaturhöjning av avloppsvatten kan leda till en förbättrad kväverening. För att kunna ge en lite mer allmän bild studeras två reningsverk med olika processlösningar för kväveavskiljning.



### 1.3 Begränsningar

- Två verk har undersökts. Dessa verk har en processteknik som används vid många avloppsreningsverk i Sverige
- Temperaturspannet ligger mellan 15 och 30°C. Eftersom temperaturer långt under 15°C sällan förekommer för Sverigeförhållanden och temperaturer över 30°C reducerar bakterietillväxten.
- Grundläggande data för verken har undersökts för att utreda temperaturberoendet men för de högre temperaturerna existerar inga specifika data. Således har teoretiska värden på nitrifikationshastigheter och denitrifikationshastigheter använts i analyser.
- Temperaturförluster till omgivningen på grund av luftning och omrörning har inte beaktats.
- Hela flödet antas värmas för ändamålet, även under flödestoppar.
- Slamhalterna har antagits vara samma som i nuvarande process. Detta justeras med uttag av överskottsslam.



## 2. Nuvarande och framtida krav

### 2.1 Ingen övergödning

Riksdagen har satt upp 15 miljö kvalitetsmål som ska uppfyllas inom en generation. I en rapport från Naturvårdsverket, 1999, (13) kan ett av dessa läsas - ”ingen övergödning”.

Med detta menas att halterna av gödande ämnen till våra vatten inte får ha någon negativ inverkan på människors hälsa, den biologiska mångfalden och möjligheterna till en allsidig användning av mark och vatten. Det innebär också att sjöar och vattendrag i skog och fjäll ska ha ett naturligt näringsstillstånd. I odlingslandskap ska sjöar och vattendrag som högst ha ett måttligt näringsrikt eller näringsrikt tillstånd. Vid kust och hav ska förhållandena gå tillbaka till de som rådde på 1940-talet och belastningen av näringsämnen ska inte bidra till någon övergödning.

#### 2.1.1 Handlingsvägar

Vid avloppsvattensektorn kan en beräknad reducering av kväveutsläppen till haven med 30 % från 1995 års nivå vara möjlig tack vare den pågående utbyggnaden av kvävereningen vid avloppsreningsverken. Följande åtgärder föreslås därutöver för att minska utsläppen av kväve och fosfor fram till 2010:

-ytterligare utbyggnad och driftoptimering av vissa reningsverk för kväverening genom olika metoder, till exempel utökade bassängvolymmer, ytterliga tillsats av kolkälla, ny teknik så som fluidiserade sandfilter eller anläggning av våtmark.

-strategiska insatser för att förbättra avloppsledningsnäten i syfte att minska bräddningar av obehandlat avloppsvatten från ledningsnätet samt att minska störningar på kvävereningsprocessen.

-förbättringar av enskilda avloppsanläggningar genom till exempel komplettering av markbädd, urinsortering eller anslutning till kommunalt avloppsreningsverk. Utredda möjligheten att införa ett bidragssystem.

-dagvatten tas omhand lokalt.

-möjligheterna till samt konsekvenserna och effektiviteten av att införa en avgift på utsläpp av fosfor och kväve till vatten bör även utredas. I första hand för avloppssektorn.

#### 2.1.2 Konsekvenser

Kostnaderna för att bygga ut ett reningsverk varierar kraftigt beroende på hur verket är dimensionerat och vilka förutsättningar detta har, vilket läge verket har och möjligheterna till ut- eller ombyggnad. Vid användning av traditionella metoder uppskattas kostnaden till 30 000- 60 000 kr per ton avskilt kväve (13). En ökad avskiljning med 1000 ton skulle då ge en kostnad på 30-60 miljoner kronor per år. Fördelningseffekten för denna ökade kostnad skulle drabba anslutna till det kommunala avloppsnätet i form av en höjd VA-avgift.



### **2.1.3 Riktvärden och gränsvärden**

Naturvårdsverket har i kungörelse med föreskrifter om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse, SNFS (1998:7) (10), satt upp gränser för hur mycket kväve som får finnas i vatten som kommer ifrån avloppsreningsverk.

Ett avloppsvatten från tätbebyggelse som har uppsamlats i ledningsnät och som släpps ut i havs- eller kustvattenområdet från norska gränsen till och med Norrtälje kommun gäller riktvärdet 15 mg N-tot./l som årsmedel för ett verk med 10 000 – 100 000 personekvivalenter. För ett verk med mer än 100 000 person ekvivalenter gäller riktvärdet 10 mg N-tot./l som årsmedel. Minsta kvävereduktion är även 70% som årsmedel för dessa verk.

För vatten som släpps ut i högre belägna vatten kan mildare reningskrav tillämpas eftersom det vintertid då temperaturen är låg kan vara svårt att upprätthålla en effektiv biologisk rening. Men då måste ingående studier visa att detta inte har någon negativ effekt på miljön.

De specifika kraven för Göteborg och Linköping tas upp i beskrivningen över fallen.





## 3. Teori

### 3.1 Avloppsreningsverk

Ett avloppsreningsverk kan delas upp i tre steg. Det mekaniska, det biologiska och det kemiska steget.

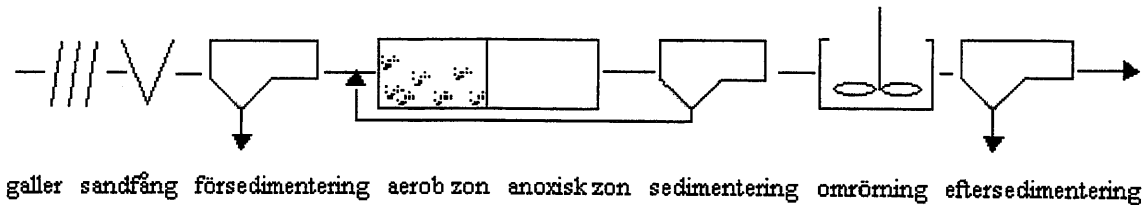
Det mekaniska steget består av olika processer för att ta bort allt mindre partiklar. Efter att ha runnit i långa, ibland milslånga, kanaler kommer vattnet till ett galler. Gallret som vanligtvis har en spaltvidd på 20-30 mm fångar upp det grövsta materialet så som toalettpapper och bindor. Det bortsorterade rensat avvattnas sedan och förs till deponi. Därefter rinner vattnet genom ett sandfång där sandpartiklar med större diameter än 0,15 mm sjunker till botten och avskiljs. Detta betyder att sand och frön försvinner men suspenderat material samt lösta ämnen finns kvar. Detta görs för att undvika onödigt slitage på den mekaniska utrustningen till exempel pumpar och ansamlingar på botten av bassängerna. Sist i det mekaniska steget kommer en försedimenteringsbassäng där vattenhastigheten sänks ytterligare så att mindre partiklar kan sjunka till botten, vilket reducerar det biologiska materialet och avlastar det biologiska steget.

Därefter förs vattnet till den biologiska reningen, i fig. 1 beskrivs bassängerna som aerob zon och anaerob zon. Denna process liknar den självrening som sker i vattendragen ute i naturen. Avloppsvattnet måste reduceras på sitt innehåll av organiskt material, som minskar syrehalten, och kvävet som göder sjöarna. I det biologiska steget bryter bakterier ner kvävet och det organiska materialet till kvävgas som släpps ut i luften samtidigt som vatten frigörs och biomassan byggs upp.

Fosfor är också ett ämne som måste reduceras i avloppsvattnet eftersom det liksom kväve är ett gödningsmedel för sjöar. Reduceringen sker i regel genom en kemisk rening. Här tillsätts kemikalier under omrörning så att de blandas i vattnet. Kemikalien är ofta järnsulfat, som fäller ut fosfor till ett svårlösligt metallfosfat. Samtidigt bildas metallhydroxid som binder metallfosfaten och suspenderade ämnen till flockar. Detta betyder att både den lösta fosfor och den fosfor som är bunden till organiskt material reduceras. Sedan rinner vattnet till en eftersedimenteringsbassäng där flockarna sjunker till botten och sorteras bort. Fosfor kan avskiljas kemiskt eller biologiskt. Den kemiska reningen kan ske genom för-, simultan-, direkt- eller efterfällning.

Efter dessa steg ska vattnet vara så rent att det inte ska störa balansen i våra hav och sjöar.





Figur 1. Här visas flödesschemat över det verk som har förklarats ovan.

Detta verk som har förklarats här har en typisk processlösning men variationer finns.

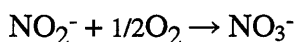
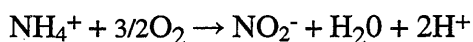
### 3.2 Nitrifikation

Det första steget i ett avloppsreningsverks kväverening kallas nitrifikation. Med det menas att kvävet som är bundet till ammonium oxideras till nitrat.

Bakterierna som utför nitrifikationen är autotrofa, vilket betyder att de producerar energi genom att bryta ner oorganiska föreningar som ammonium- eller nitritjoner. Denna energi används sedan för att omvandla oorganiskt kol, i till exempel koldioxid, till organiskt kol för att öka bakteriernas cellmassa.

Nitrifikation sker i två steg. I det första oxideras ammonium till nitrit och i det andra oxideras nitritet till nitrat. Det är främst bakterierna nitrosomonas och nitrobakter som är verksamma i denna process men även ett fåtal andra bakterier förekommer (12).

Formlerna för nitrifikationens två steg ser ut så här:



Vilket ger den totala formeln:



#### 3.2.1 Viktiga parametrar vid nitrifikation

Tillgången av ammonium är självklart en viktig parameter för hur långt nitrifikationen kan gå men som formeln visar krävs även syre för att reaktionen ska ske.

Reaktionen visar att syreförbrukningen är hög vid nitrifikation. För att upprätthålla en god nitrifikation krävs en syrekonzentration på 1-2 mg/l (15). Syreförbrukningen beror på reduktionen ammoniumjoner och även hur mycket BOD som reduceras eftersom nedbrytningen av biologiskt material är en syrekrävande process. Syreförbrukningen har även ett visst temperaturberoende då variablerna a och b i formel [1] beror svagt av temperaturen. Temperaturberoendet har dock försumrats. Formeln för syreförbrukningen ser ut så här:



$$\text{Syreförbrukning} = Q/V \times (\text{BODin} - \text{BODut}) \times a + \text{MLSS} \times b + Q/V \times (\text{NH}_4\text{-Nin} - \text{NH}_4\text{-Nut}) \times 4,6 \quad [1]$$

där:

$$a = 0,5 [-] \quad (18)$$

$$b = 0,004 [\text{h}^{-1}] \quad (18)$$

Q = flödet [ $\text{m}^3/\text{h}$ ]

V = volymen

BOD =  $\text{kgBOD}/\text{m}^3$

MLSS =  $\text{kgMLSS}/\text{m}^3$

$\text{NH}_4\text{-N}$  =  $\text{kg NH}_4\text{-N}/\text{m}^3$

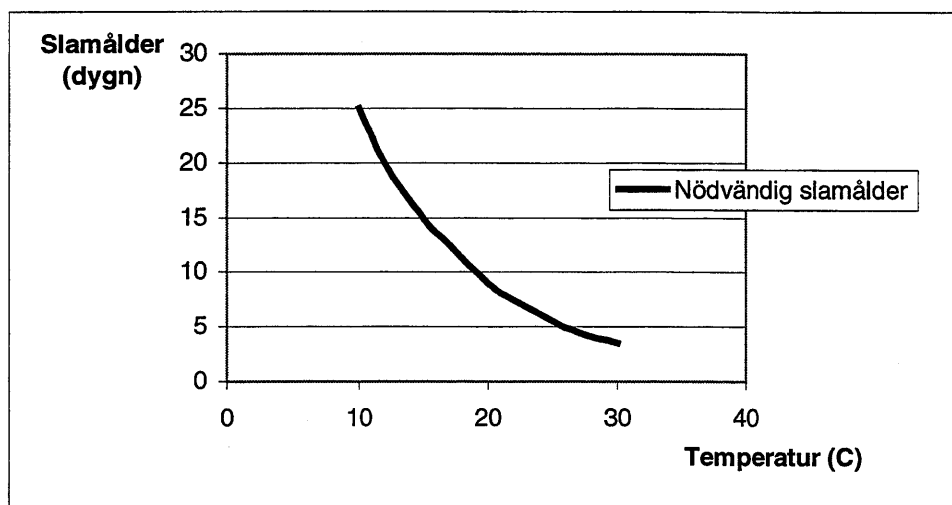
4,6 = vid nitrifikation av 1g ammoniumkväve åtgår 4,6g syre

BOD ska inte finnas i vattnet, då tar heterotrofa bakterier över och nitrifikationen hämmas på grund av syrebrist. Dock sker en viss BOD-nedbrytning av de döda bakterierna även i nitrifikationen. COD halten relativt kvävehalten är också en viktig parameter, eftersom tillväxten av autotrofa bakterierna gynnas av låga belastningar av organiskt material, det vill säga låga C/N –kvoter. Då är andelen bakterier i slammet hög vilket resulterar i en bättre nitrifikation. Detta samband visas i figur 11.

Bakterierna som har hand om nitrifikationen är långsamväxande. Därför måste slammet ha en viss minsta uppehållstid i bassängen, slamålder, för att halten inte ska minska. Desto högre temperatur ju mindre slamålder krävs eftersom tillväxten av bakterier ökar med ökande temperatur. Slamålderns temperaturberoende visas i fig. 2. Eftersom både temperaturen och slamåldern är mycket viktiga parametrar för nitrifikationshastigheten har det tagits fram ett förhållande mellan temperaturen och slamåldern:

$$\text{Korrigerad Temperatur} = G * \exp(0,098(T-15)) \quad [2]$$

där G är slamåldern och T är temperaturen i  $^{\circ}\text{C}$  (17). En temperaturkorrigerad slamålder på 15 dygn är ofta rekommenderat (7).



Figur 2. Slamålder som krävs vid olika temperaturer.



För varje mol nitrifierat ammonium bildas två mol vätejoner vilket sänker pH värdet och alkaliniteten. Det är viktigt att vattnet håller sig inom ett lämpligt pH intervall då bakterierna trivs bäst i ett vatten med ett pH värde på 8 - 8,5 (17). I ett alldeles för surt eller basiskt vatten dör bakterierna.

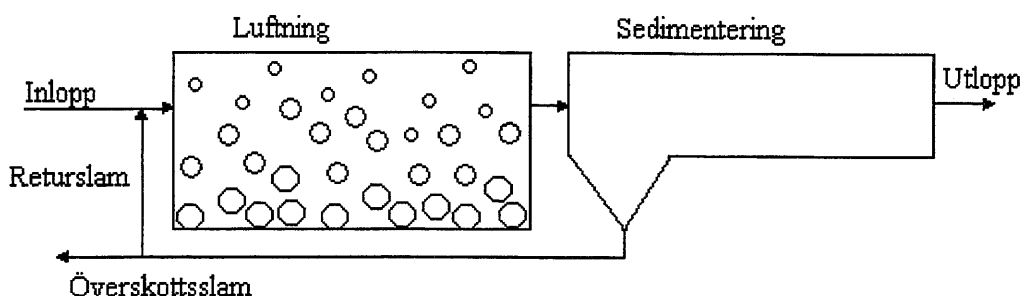
Som alla mikrobiella processer gynnas även nitrifikationen av relativt höga temperaturer. Det är känt att bakterierna som tar hand om nitrifikationen, de autotrofa bakterierna, har ett optimum runt 30 (8). Vid höga temperaturer kan en god nitrifikation upprätthållas trots en begränsande ammoniumhalt. Detta beror på att bakterierna blir mer effektiva och kan tillgodogöra sig energin i ammoniumet snabbare (5).

Nitrifikationshastigheten ökar proportionellt i temperaturintervallet 0 – 30°C. Mellan 30 och 35°C är hastigheten konstant och vid högre temperaturer minskar hastigheten och går mot noll. Dessa bakterier är, som de flesta, särskilt känsliga för hastiga temperaturvariationer. En temperaturökning under ett kort tidsintervall, i fråga om timmar, leder inte alls till samma stora ökning av nitrifikationshastigheten som temperaturökningen under ett längre tidsintervall hade gjort. Dessutom leder en snabb temperaturminskning till en större minskning av nitrifikationshastigheten än vad man hade kunnat förvänta sig (12).

### 3.2.2 Processlösning för nitrifikation

Det finns flera olika processlösningar för att utföra nitrifikation i ett avloppsreningsverk, två av dessa är aktivslamprocessen och nitrifikation i biobädd.

Principen för aktivslamprocessen är att hålla en massa av aktiva mikroorganismer, främst bakterier, i suspension i en tank med hjälp av omrörning eller luftning. Bakterierna oxiderar ammoniumjonerna till nitrat. I en konventionell anläggning med aktivslamprocess finns inloppet i början av en långsträckt luftningsbassäng, fig. 3. I bassängerna får vattnet kontakt med det aktiva slammet och ammoniumjonerna oxideras. Därefter förs det till en sedimenteringsbassäng där slammet sedimenterar. En del av slammet sorteras bort som överskottsslam medan resten återrecirkuleras.



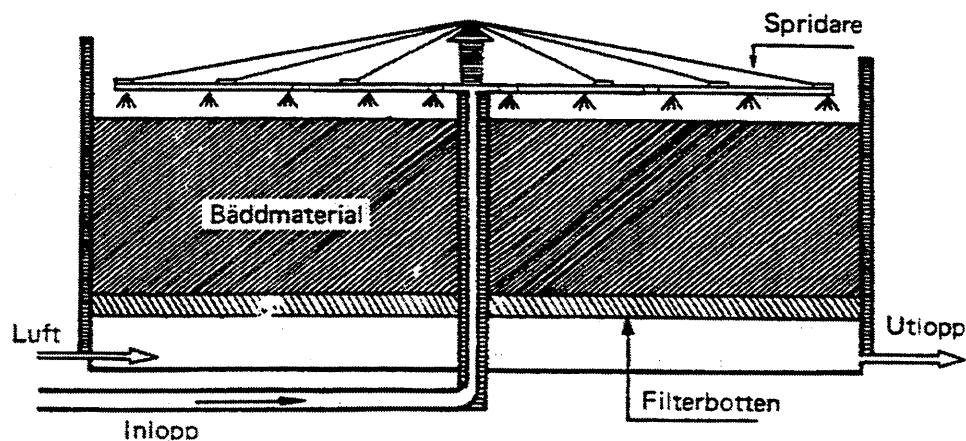
Figur 3. Så här kan en processlösning se ut för nitrifikation i en aktivslamprocess.





Parametrar som är viktiga för en god nitrifikation vid en aktivslamprocess är, precis som förklarats ovan för nitrifikation; ammoniumhalten, syrehalten, pH-värdet, temperaturen, slamåldern och mängden organiskt material. Syftet med processen är att reducera ammoniumhalten, pH-värdet kan hållas neutralt genom tillsats av syror och baser och syrehalten regleras genom luftningen. Vid höga halter biologiskt material måste luftningen öka på grund av den höga syreförbrukningen. Slamåldern är mycket viktig och måste vara hög om nitrifikation ska kunna ske eftersom tillväxthastigheten av nitrifierande bakterier är låg. Det regleras i en aktivt-slabassäng genom återrecirkulation av slam och att lämplig mängd med överskottsslam tas ur processen. Vid höga hydrauliska belastningar finns det risk att sedimenteringsbassängen belastas för högt och släpper ut för höga halter suspenderat material. Detta kallas slamflykt eftersom det i sin tur späder ut bakteriehalten (slamhalten) i Aktivt-slabassängen. Detta får till konsekvens att bakterierna minskar för nitrifieringen och kapaciteten blir sämre (18). Temperaturen har inte gått att påverka, fram tills nu.

En biobädd är ett torn med ett poröst bäddmaterial, fig. 4. Vattnet sprids över bädden och därmed skapas det förutsättningar för att det ska ske en tillväxt på bäddmaterialet, ett så kallat biofilter. Om luft blåses in underifrån och syresätter vattnet och om kontaktytan är tillräckligt stor i förhållande till avloppsvattenmängden som strilas över bädden kan bakterierna på ytan oxidera ammoniumjonerna till nitrat. Tillväxten medför att lagret av mikroorganismer på bäddmaterialet ökar i tjocklek. Detta lager skalas dock av på grund av det inkommande vattnet och följer med vattnet ut ur biobädden (18).



Figur 4. En biobädds uppbyggnad: Spridare på toppen som fördelar vattnet över bäddmaterialet så att det strilar ner till utloppet, luft blåses in underifrån.

Nitrifikationen i en biobädd är inte beroende av någon slamålder eftersom inget slam behöver tas ut och återrecirkuleras utan ackumuleras på bäddmaterialet. Koncentrationen av bakterier är mycket hög, ibland upp till 10 gånger så hög som i aktivslamprocessen (12). Viktiga parametrar är dock ammoniumhalten, hydrauliken, syretillgången och temperaturen. Ett relativt högt flöde genom bädden ger en turbulens vilket ger en högre koncentration på biofilmens yta och på så sätt även en förbättrad substrattransport genom biofilmen (18). Om

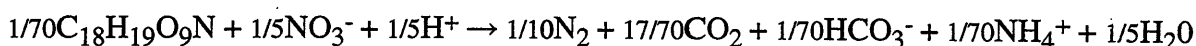


halten ammoniumjoner är högre än  $5\text{gN}/\text{m}^3$  är det ofta syretillgången som är den begränsade parametern (11), vilket gör syreöverföringen till vattnet och syrets löslighet viktigt. Syres löslighet i vatten är störst i ett kallt vatten och blir lägre ju varmare vattnet blir. Trots detta har det visat sig att en ökad temperatur har en positiv effekt på nitrifikationen i biobäddar (20).

### 3.3 Denitrifikation

Denitrifikationen är det andra steget i ett avloppsreningsverks kväverening. Här omvandlas det nitrat som finns i vattnet från början och det som har bildats vid nitrifikationen till kvävgas. Denna process är anoxisk och med det menas att det är nitrat och inte syre som är det oxiderande ämnet. Bakterierna som utför denitrifikationen är heterotrofa vilket betyder att de använder organiskt material för att utvinna energi till tillväxt (12).

Formeln för denitrifikation kan se ut så här:



Reaktionen beror dock på sammansättningen av det organiska materialet.

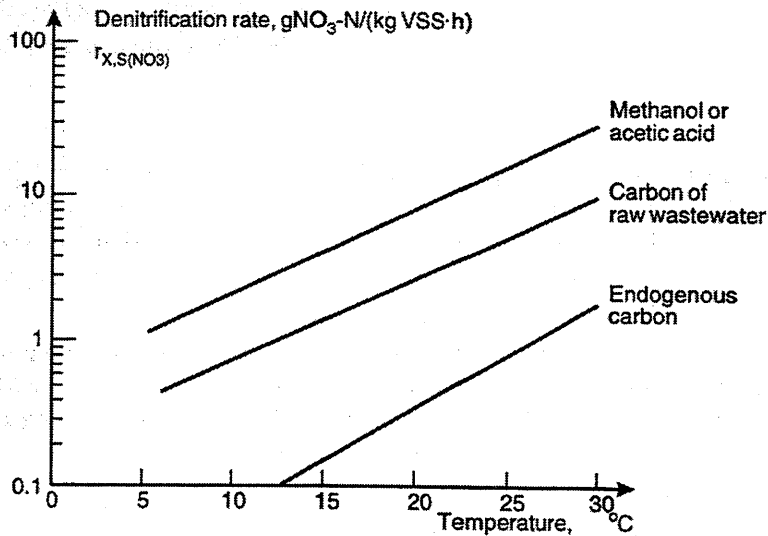
#### 3.3.1 Viktiga parametrar vid denitrifikation

Hur långt denitrifikationen går bestäms till största delen av hur mycket nitrat som har bildats vid nitrifikationen och om det finns tillräckligt med kolkälla (COD/N-förhållande). När vattnet kommer till denitrifieringen i ett avloppsverk har det ofta brist på organiskt material. Kolkällor som till exempel metanol och etanol måste då tillsättas. En mer lättnedbrytbar kolkälla ger en högre denitrifikationshastighet (21). Denitrifikationshastigheten beror av typ av kolkälla och temperaturen. En temperatursänkning leder till en försämrad denitrifikation. Dock är denna process inte lika känslig för förändringar som nitrifikationen. Detta kan troligtvis förklaras av att många bakterier med hög tillväxt utför denitrifikationen vilket gör processen mer robust.

De flesta denitrifieringsbakterier kan använda både nitrat och syre för oxidering men det är syret som i första hand används om det finns närvarande. Därför är det viktigt att ha en sådan syrefri miljö som möjligt.

pH värdet bör även här ligga runt 7-9, men bakterierna kan anpassa sig till förändring om de utsätts under en längre tid (12).

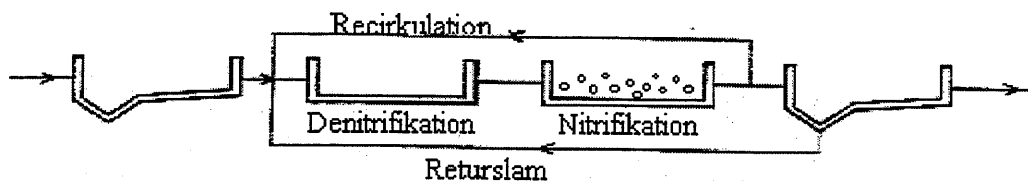




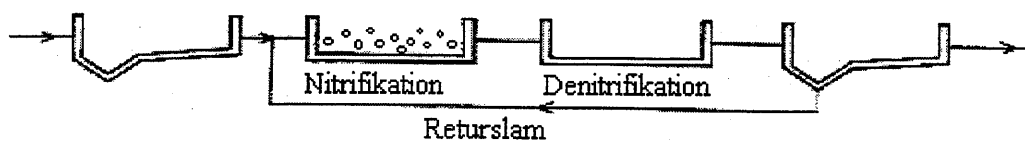
Figur 5. Graferna visar denitrifikationens temperaturberoende med hänseende till närvarande kolkälla (12).

### 3.3.2 Processlösning för denitrifikation

Vanligen utförs denitrifikation i en aktivslamprocess eller i dränkta filter, denna rapport är koncentrerad på aktivt-slam metoden. Precis som vid nitrifikationen finns det i en aktivt-slambassäng för denitrifikation en massa med bakterier som under omrörning använder nitratet vid oxidation och omvandlar det till kvävgas samt bryter ner organiskt material. Ett verk kan antingen ha fördenitrifikation, fig. 6a, eller efterdenitrifikation, fig. 6b. Med fördenitrifikation menas att denitrifikationen sker först i en syrefri bassäng och sedan sker nitrifikationen i en luftad bassäng. För att det ska finnas något nitrat att reducera till kvävgas i denitrifikationen recirkulerar vattnet i processen. Efterdenitrifikation betyder att nitrifikation sker först i en luftad bassäng. Därefter reduceras nitrat till kvävgas i en syrefri bassäng.



Figur 6a. Detta är en processlösning för ett verk med fördenitrifikation, då recirkuleras ett returflöde som har nitrifierats tillbaks till denitrifikationen.



Figur 6b. Detta är en processlösning för ett verk med efterdenitrifikation.



Vid fördenitrifikation bestäms nitrathalten av hur stort det recirkulerande flödet är. Det organiskt material som åtgår kan tas ur avloppsvattnet till skillnad från en process med efterdenitrifikation där en kolkälla måste tillsättas då det organiska materialet har brutits ner redan i den luftade bassängen.





## 4. Studerade anläggningar

### 4.1 Linköping

Linköpings stad är beläget öster om Vättern och har en folkmängd på drygt 130 000 personer. Kommunen genomkorsas av östgötaslätt och har en stor jordbrukssektor som omfattar cirka 44 000 hektar jordbruksmark.

Tekniska verket i Linköping AB är ett helägt kommunalt bolag och med sitt dotterbolag Linköpings kraftnät tar det hand om bland annat frågor inom områdena el, fjärrvärme, kyla, vatten och avlopp, biogasproduktion och kommunikationsteknik. I Nykvarnsverket tar Tekniska Verket hand om avloppsvattenreningen. Där renas avloppsvattnet från de flesta tätorter i Linköpings kommun och stadens industri. Nykvarnsverket är dimensionerat för 193 000 personekvivalenter (9).

I det lokala investeringsprogrammet för en hållbar utveckling 2001 till 2003 för Linköpings kommun (1) står det skrivet att minskning av fosfor och kväveutsläpp är ett av det mest prioriterade området. Den största bidragande faktorn är jordbruket men avloppsvattnet står också för en stor del av utsläppen. Målet är att till 2005 ha minskat kväveutsläppet till luft och vatten med 20 % jämfört med värdena år 1994. För att kunna åstadkomma detta är ett kretsloppstänkande nödvändigt och bland annat är målet att 40 % av de enskilda avloppsanläggningarna på landsbygden ska vara kretsloppsanpassade med till exempel näringsåterföring till jordbruksmarken. En höjning av reningseffekten på Nykvarns reningsverk är också ett av målen till år 2005. Hur låg den totala kvävehalten ut från verket måste vara har ännu inte fastställts. Enligt Naturvårdsverket ska ett verk som Nykvarns reningsverk, med över 100 000 personekvivalenter, ha en gräns på 10 mg/l. Men eftersom Linköping inte är någon kuststad kan man räkna med en viss retention, självrening, av vattnet innan det når Östersjön.

Avloppsvattnet kommer till verket från två huvudledningar. Spillvattennätet i Linköping består av cirka 67 mil ledningar och 76 pumpstationer. För att förbättra nätets flödeskapacitet har ett byte till grövre ledningar genomförts. Det har även gjorts förbättringar av ledningen för att minska risken för bräddning i nätet och för att minska flödesvariationer till avloppsreningsverket. Av samma orsaker leds dagvatten, som uppkommer vid nederbörd och snösmältning på gator, tak och asfaltytor, inte till verket. Istället rinner det ofta till närmaste recipient i ett separat ledningsnät.

Recipienten till Nykvarns reningsverk är i första hand Stångån och sjön Roxen men det renade avloppsvattnet når också Östersjön genom Motala Ström. Det bidrar på så sätt till övergödningen av Östersjön.



#### 4.1.1 Nykvarns reningsprocess

Nykvarn reningsprocess består av en mekanisk, en biologisk och en kemisk del. Avloppsvattnet som har ett medelflöde på 2000 m<sup>3</sup>/h når först ett rensgaller och materialet som avskiljs där avvattnas och förbränns i Gärstadverket. Det bildas cirka 700 ton grovrens per år.

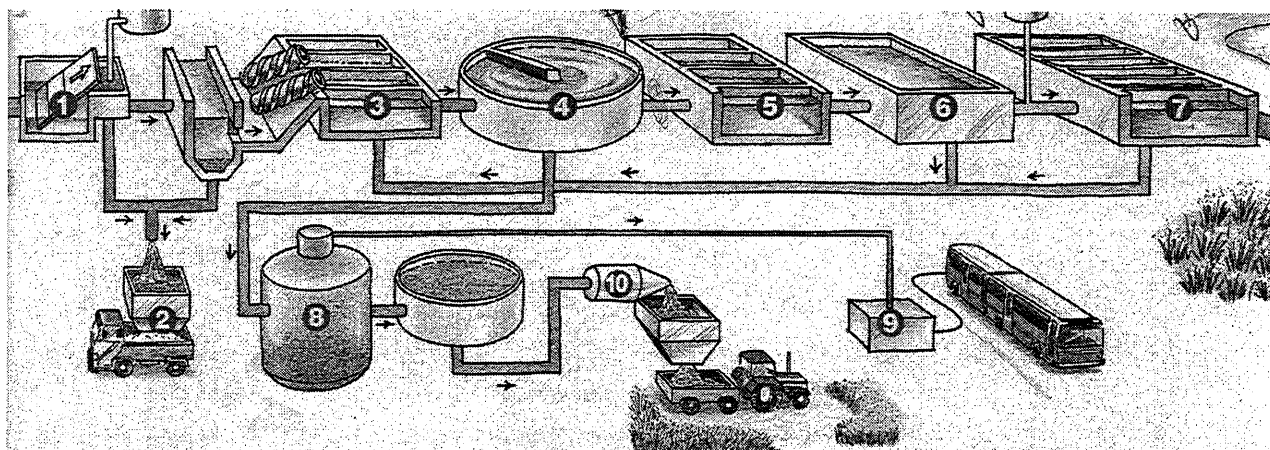
Därefter tillsätts järnsulfat. Den tvåvärda järnjonen binder fosfatjonen till ett svårslösligt salt. Saltet sedimenterar och återfinns i slammet. Sedan passerar vattnet ett sandfång och en förlufts-bassäng. I det här steget tillsätts polymerer för att förbättra flockningen. Vattnet luftas i 20 min, dels för att undvika luktproblem och dels för att snabba på flockningen så att sedimenteringen blir effektivare. Därefter förs vattnet till 2 stycken försedimenteringsbassängar.

Vattnet från försedimenteringsbassängerna förs därefter till bassänger med biologisk rening. Då har en stor del av det organiska materialet avskiljts. Det är i luftningsbassängerna som nitrifieringen sker. Det biologiskt aktiva slammet som utför nitrifieringen recirkuleras till luftningsbassängerna. Det tillsätts i början av luftningsbassängerna och tas ut i de efterföljande sedimenteringsbassängerna. Tillväxten (överskottsslammet) pumpas till de tre röt-kamrarna.

Efter luftning och sedimentering tillsätts ytterligare järnsulfat för fosforreducering, och om utgående fosforhalt ändå av någon anledning är hög kan även järnklorid tillsättas. Flockarna som bildas sjunker till botten i sedimenteringsbassängerna och hamnar i rötslammet. Tidigare har inte verket haft någon denitrifiering av vattnet men nu har två av slutsedimenteringsbassängerna gjorts om till denitrifieringsbassängar. Till dessa går nästan hälften av flödet och resterade flöde går direkt till sedimenteringen (9).

Slammet som tas ut ur försedimenteringsbassängerna stabiliseras genom rötning. Här bryts organiskt material ned till vatten och bland annat gas. Gasen, som till 65 % består av metangas, används till största delen som fordonsbränsle (ca 20 innerstadsbussar drivs med den här gasen, övriga 45 gasdrivna innerstads bussar får gas från biogasanläggningen). Det är också möjligt att producera el- och värme i en gasmotor (Eel= 460 kW). Efter rötningen centrifugeras slammet för att uppnå en torrhalt på 25 %. Vattnet som bildas går tillbaka till reningsprocessen efter behandling i en satsvis biologisk reaktor för kväveavskiljning eftersom vattnet har en relativt hög ammoniumhalt på cirka 1kg/m<sup>3</sup>. Reaktorn tar 100 m<sup>3</sup> per sats och renar 300-400 m<sup>3</sup> per dygn. Här blandas först kolkälla och rejektvatten, sedan startar omrörningen och denitrifikationen inleds. Detta pågår i 2 timmar och därefter äger luftningen och nitrifieringen rum i 3 timmar. Sedan sedimenterar vattnet, dekanteras och pumpas in före förlufts-bassängen. Temperaturen på rejektvattnet går sällan under 20°C, värme kommer från rötningen som håller en temperatur på 37°C. Kvävereduktionen ligger på 70-90 % (9).





Figur 7. Flödesschemat över Nykvarns reningsverk. 1) galler, 2) deponi av avskilt material, 3) förluftning, 4) försedimenteringsbassänger, 5) luftningsbassänger, 6) sedimenteringsbassänger, 7) denitrifikation och eftersedimenteringsbassänger, 8) slammet rötas, 9) Producerad el används inom avloppsverket, 10) avvattning av slammet.

Mätvärden tas regelbundet från många delar i verket för att se att reningen fungerar som den ska. I tabellen nedan redovisas årsmedelvärden för Nykvarnverket.

	in till verket	in till aktivslam	ut ur aktivslam	ut ur verket
Temperatur C	17,5			
Flöde m <sup>3</sup> /h	2127			
Ammonium NH <sub>4</sub> -N mg/l	33,4	24,8	14,8	16,1
Nitrat NO <sub>2</sub> -N mg/l	0,5	0,9	7,8	4,3
Nitrit NO <sub>3</sub> -N mg/l	0,08	0,14	0,49	0,37
Kjeldahlkväve mg/l	42	32,9	19,8	18,6
Totalkväve mg/l	42,3			23,3
BOD mg/l	227,4	48	20,5	7,9
COD mg/l	553,9	130,8	85,3	42,9

Tabell 1. Årsmedelvärden för tiden 11/12 2000 till 25/9 2001:

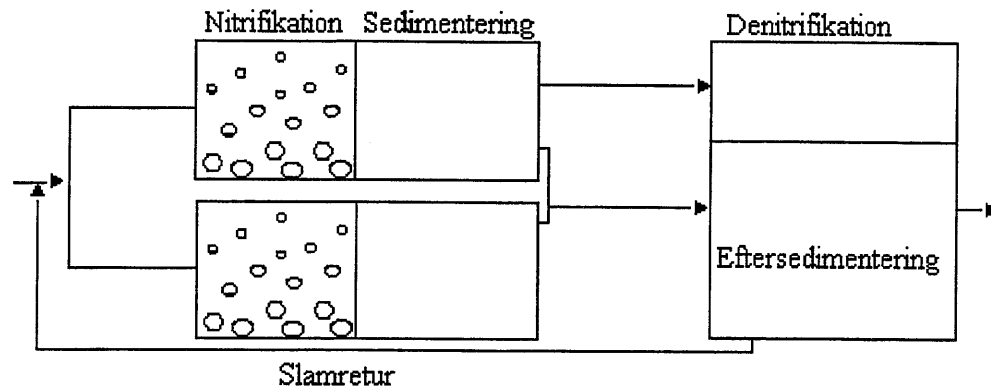
#### 4.1.2 Processlösning för kväverening vid Nykvarnverket

Nykvarnverket har en aktivslamprocess med efterdenitrifikation.

Luftningsbassängerna består av en yngre och en äldre del. Till den äldre går 60 % av flödet och den har en volym på 2835 m<sup>3</sup>. Den yngre bassängen har en volym på 2800 m<sup>3</sup> och till den går återstoden av flödet. För luftning har verket ett relativt gammalt system med inkaluftare. Ingen reglering av luftningen sker och inkaluftarna ger stora luftbubblor vilket leder till dålig syresättning. Recirkuleringen av slammet över luftningsbassängerna utgör cirka 50 m<sup>3</sup>/h och slamhalten är 5 kg/m<sup>3</sup> (9).



Denitrifikationen sker i två bassänger med en sammanslagen volym på  $1600 \text{ m}^3$ , till dessa går ett flöde på  $840 \text{ m}^3/\text{h}$  främst från den gamla luftningsbassängen. För att öka denitrifieringsbassängernas kapacitet görs det nu ett försök med att sänka ner korgar med kulor på vilka bakterierna kan växa och på så sätt öka kontaktytan mellan bakterierna och vattnet (9).



Figur 8. Nykvarnverkets processlösning för kvävereningen.

pH värdet hålls nästan konstant med ett värde på 7.5. Värdet för MLSS i den gamla luftningsbassängen är  $3,5 \text{ kg/m}^3$  och  $3,6 \text{ kg/m}^3$  för den nya delen. Slamåldern är 5 dygn.

Dimensionerna för luftningsbassängerna är (9):

Gamla delen(biolog 1): Djup: 4 m som går upp till 2 m i slutet av bassängen, Bredd: 4,5 m, Längd: 35 m. Antal bassänger i gamla delen: 6 st.

Detta ger Volymen:  $2835 \text{ m}^3$

Nya delen(biolog 2): Djup: 4 m, Bredd: 5 m, Längd 35 .

Antal bassänger i nya delen: 4 st.

Detta ger Volymen:  $2800 \text{ m}^3$

#### 4.1.3 Tidigare studier

1985 genomfördes en studie av Naturvårdverket om Biologisk rening av kommunalt avloppsvatten (17). Där var Linköping ett av tio verk som studerades. Målsättningen med studien var dels att med konventionella parametrar optimera och utvärdera olika anläggningstyper och driftsätt med hänsyn till kostnad och resultat men även att studera hur olika föroreningar påverkas av och inverkar på den biologiska reningen. I rapporten visas att temperaturen har en avgörande inverkan på nitratproduktionen och även på slamåldern i aktivslambassänger. Den visar tydligt att nitrifikationen ökar vid höjd temperatur och att det då också behövs en lägre slamålder för samma reningsgrad. I Linköping noterades olikheter för de två parallella biologiska stegen. Den gamla delen visade en stor årstidsvarierande nitrifikation, med avtagande effekt på vintern. Den nya delen uppvisade dock en relativt dålig nitrifikation även sommartid. Någon förklaring till detta kunde inte ges.





## 4.2 Göteborg

Göteborg är beläget på Sveriges västkust, det är Sveriges andra stad med ett invånarantal på 471 000 pers. Göteborg är en gammal handelsstad men har också en betydande industri.

Avloppsverket som tar hand om avloppsvattnet i Göteborg heter Göteborgs Ryaverk AB, vattnet som kommer från anslutna personer och industrin uppmäter drygt 780 000 personekvivalenter (7). Ledningsnätet i Göteborg består av 19 km tryckledningar och 90 km bergtunnlar som samlar upp avloppsvattnet från de närliggande kommunerna. Det finns inget separat system för dagvatten i Göteborg och därför är flödet till Ryaverket mycket stort och varierande. Ibland är flödet därför större än maxflödet för verket på 8 m<sup>3</sup>/s och då är det nödvändigt att brädda flödet och låta det gå direkt till recipienten efter försedimenteringen.

Tills dess att Miljödomstolen har fastställt villkor för utsläpp av kväve gäller för Ryaverket riktvärdet 15 mgN/l (7).

Recipienten är Göta älvs mynningsområde, Rya Nabbe, som ligger ungefär en kilometer väster om Älvsborgsbron. Dit kommer det renade avloppsvattnet via en bergtunnel och ledningar. Då Ryaverket är ett kustnära reningsverk ska det ha en långtgående kvävereduktion och därför byggdes det till ett nitrifierande steg som blev klart 1998.

### 4.2.1 Ryaverkets reningsprocess

Ryaverket har liksom Nykvarnverket en mekanisk, en biologisk och en kemisk del. Den mekaniska och kemiska delen liknar den process som finns på Nykvarns reningsverk. Men då Ryaverket lider av platsbrist har de funnit ett annat alternativ för kvävereningen. 1998 var införandet av biologiska bäddar klart. Nu har Ryaverket en process med fördenitrifiering och återcirkulerande vatten som nitrifieras i biobäddarna.

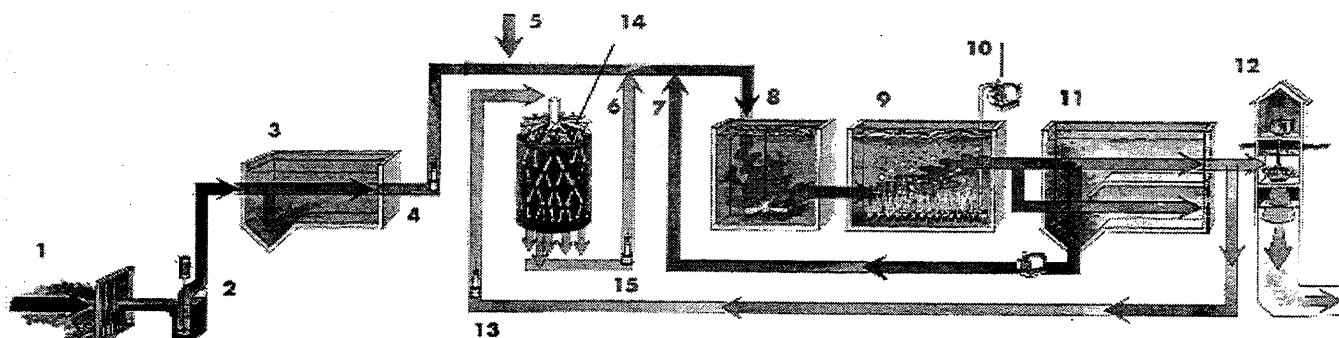
Avloppsvattnet som kommer till Ryaverket pumpas till verket av fyra pumpar som har galler med självrensning. Vattnet som har ett medelflöde på 4 m<sup>3</sup>/s pumpas till tolv sedimenteringsbassänger för att sedan få en tillsatts av järnsulfat på cirka 10,1 gFe/ m<sup>3</sup> och pumpas upp 3,8 meter till 3 aktivslambassänger. Då har vattnet blandats med det utgående vattnet från biobäddarna och med ett aktivt slam som recirkulerar i processen. Vattnet från biobäddarna innehåller mycket nitrat som i den första syrefria delen av bassängen omvandlas till kvävgas genom denitrifikation. Sedan övergår bassängen till en luftad del där en liten del av ammoniumet (under sommarmånaderna) och resten av det organiska materialet oxideras.

Efter ungefär 2 timmars uppehållstid i aktivslambassängerna leds vattnet till eftersedimenteringsbassängerna. Det aktiva slammet utgörs av flockar som tillsammans med det utfällda järnfosfatet sedimenterar. För att få riktigt bra flockar kan ett flockningsmedel tillsättas och på Ryaverket används polyelektrolyter. I bassängerna sedimenterar det aktiva slammet och det mesta pumpas åter till aktivslambassängerna. Därefter delas flödet och



hälften av det utgående vattnet, men högst 6 m<sup>3</sup>/s, går till biobäddarna och recirkulerar i processen. Vid mycket höga flöden minskas recirkulationen för att inte överbelasta eftersedimenteringen.

Resten av flödet leds till utloppet där det går via en turbin som genereras elkraft och ut i recipienten (7).



Figur 9. Flödesschemat för Ryaverket. 1) galler, 2) inloppspumpar, 3) försedimenteringsbassänger, 4) pumpar, 5) järnsulfat, 6) nitrifierat vatten från biobädden, 7) slamretur, 8) syrefria bassänger, 9) luftningsbassänger, 10) kompressor, 11) eftersedimenteringsbassänger, 12) vattenturbin, 13) pumpar, 14) biobäddar, 15) pumpar

Mätvärden tas regelbundet från många delar i verket för att se att reningen fungerar som den ska. I tabellen nedan redovisas årsmedelvärden för Ryaverket.

	in till verket	in till biobädd	ut ur biobädd	ut ur anox	ut ur verket
Temperatur C	15,3				14,8
Flöde m <sup>3</sup> /h	14010				
Ammonium NH <sub>4</sub> -N mg/l	16,6	10,5	1,5		9
Nitrat NO <sub>2</sub> -N mg/l		0,5	10,3		0,64
Nitrit NO <sub>3</sub> -N mg/l		0,15	0,18		
Totalkväve mg/l	25,6				11,1
BOD mg/l	124				5,7
COD mg/l				27,3	

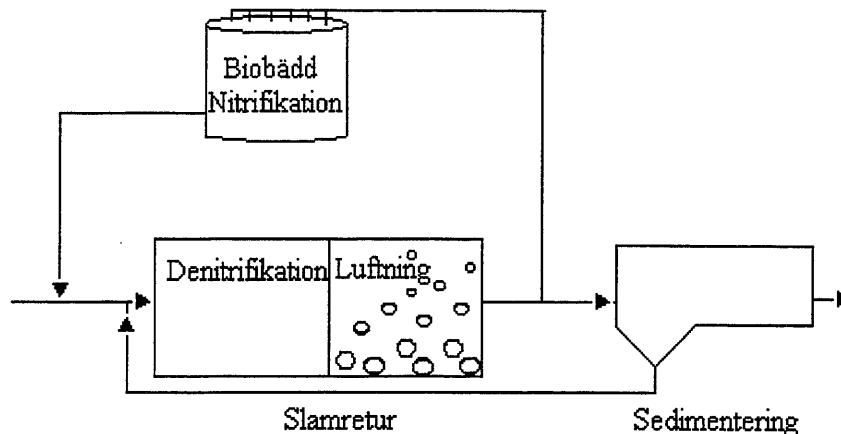
Tabell 2. Årsmedelvärden för tiden 4/1 1999 till 3/1 2000:

#### 4.2.2 Processlösning för kväverening vid Ryaverket

Ryaverket har en process med fördenitrifikation i aktivt- slam bassänger och nitrifikationen i biobäddar. Ryaverket har 6 bäddar som är 7,2 m höga, de har en total volym på 16500 m<sup>3</sup> och kontaktytan är 230 m<sup>2</sup>. Till dessa kommer en del av vattnet som har gått igenom verkets alla andra reningssteg. Vattnet fördelas på bäddarna med ett spridarsystem med tre roterande armar över vardera bädden. Vattnet strilar ner medan luft blåses upp och bakterierna får på så sätt bra förutsättningar för att kunna oxidera ammoniet i vattnet till nitrat. Aktivt-



slambassängerna har en oluftad och en luftad del, i den oluftade delen sker denitrifikationen och i den luftade sker en ytterligare reducering av organiskt material (7)



Figur 10. Ryaverkets processlösning för kväverening.

Aktivt-slambassängerna har en volym på  $50990 \text{ m}^3$

Värdet på MLSS är  $2 \text{ kg/m}^3$

Slamåldern är i medel 4 dygn (3)

Biobädden har en total volym på  $16500 \text{ m}^3$  och  $A/V = 230 \text{ m}^2/\text{m}^3$ .

Aktivslambassängen har en totalvolym på  $50990 \text{ m}^3$ . När halten nitrat från biobädden är hög är 60 % av bassängen oluftad och 40% luftad och tvärtom i annat fall (3).

#### 4.2.3 Tidigare studier

Vid Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik på Chalmers Tekniska Högskola utfördes 1985 studien Försök med kvävereduktion vid Ryaverket (14). Som titeln antyder har försök gjorts för att reducera kvävehalten i det utgående vattnet. Studien visar att Ryaverket som det såg ut före införandet av biobäddar med kväverening enbart i fördenitrifieringsbassänger och luftade bassänger, endast hade en viss nitrifikation under 4-6 veckor sommartid. Temperaturen som under perioden december till mars är lägre än  $10^\circ\text{C}$  under stor del av tiden ses som ett stort problem. Studien visar att en volym på ungefär 4 gånger den nuvarande skulle behövas för att en nitrifiering skulle kunna uppnås hela året medan en volym på ca 2 gånger den nuvarande krävs om nitrifikation ska åstadkommas under årets varmaste månader. Det är alltså med naturliga vattentemperaturer och befintliga bassänger omöjligt att uppnå en fullgod kväverening.

Biobäddar blev ett alternativ till kväverening i aktivslambassäng. Därför gjordes studien Experiment utförda på en nitrifierande Biobädd 1995 (20). I denna rapport visar det sig att en längre period med hög belastning ger ungefär 20 % högre nitrifikation än en period med en belastning på 50 % av kapaciteten. Temperaturberoendet framstår starkare än vad som



tidigare noterats, därför anses i denna studie (20) det teoretiska temperaturberoendet som används hos nitrifierande bakterier även kunna vara giltiga för denna process.

### **4.3 Värmekällor i Göteborg och Linköping**

Värmekällorna som kan komma att vara intressanta för uppvärmning av avloppsvatten är i Göteborgs fall spillvärme från industrin och i Linköpings fall fjärrvärmereturen (23).

Då flödena är mycket stora krävs en avancerad uppvärmningsteknik, tubvärmväxlare har visat sig vara en fungerande metod. Att vattnet i avloppsverket inte är fritt från ämnen och partiklar är ett annat problem eftersom partikeluppbyggnad och påväxt på värmväxlarens väggar ger en försämrade värmeöverföring mellan medierna. För att undvika detta behövs ett reningssystem. En väl beprövad teknik som kan fungera i detta fall är att låta bollar med en lite större diameter än tuberna följa med det smutsiga vattnet i tuberna och på så sätt skrapa bort beläggningen på väggarna (23).

En värmväxling kommer att ske före den nitrifierande processen för att höja temperaturen på avloppsvattnet. För att minska behovet av extern värme sker sedan en värmeåtervinning.





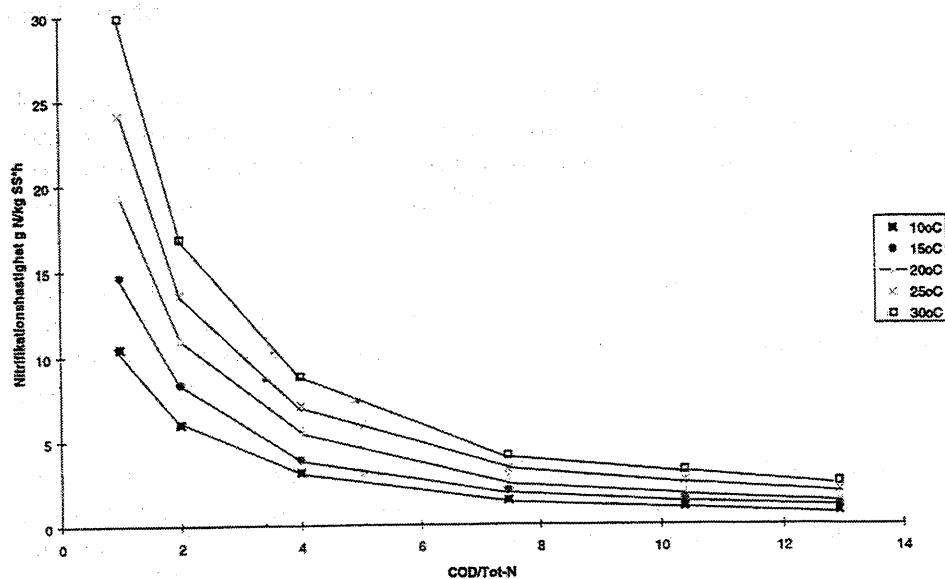
## 5. Metod/tillvägagångssätt

### 5.1 Litteraturstudie

#### 5.1.1 Nitrifikation

Teoretiska värden har varit mycket viktiga för studien. Framst för att de höga temperaturer som har undersökts aldrig förekommer på verket men också för att olika processlösningar har jämförts.

För de teoretiska värdena i aktivslamprocessen har parametrar som temperatur, ammoniumhalten in till bassängen och organiskt material beaktats. Värden har erhållits ur en rapport baserad på erfarenheter från STAMP-projektet (16). I denna studie har simuleringar i en aktivt-slam anläggning med datorprogrammet EFOR gjorts för att få fram de nitrifikationshastigheter som kan förväntas vid vattnets olika sammansättningar och temperaturer. Här varierades vattnets kolinnehåll från 1kgCOD/kgtotN till ett förhållande på 13. Temperaturen varierades från 10 till 30 °C, fig 11.



Figur 11. Nitrifikationshastigheten vid olika förhållanden av vattnets kolinnehåll och kväve och vid varierande temperaturer. (16)

Som figuren visar sker en drastisk ökning av nitrifikationshastigheten då temperaturen ökar och COD/totN förhållandet sjunker.



Med hjälp av dessa kurvor har nitrifikationshastigheten vid olika temperaturer beräknats för Nykvarnverket och Ryaverket genom att beräkna årsmedelvärden för COD-halten och kvävehalten. Resultaten redovisas i tabell 3.

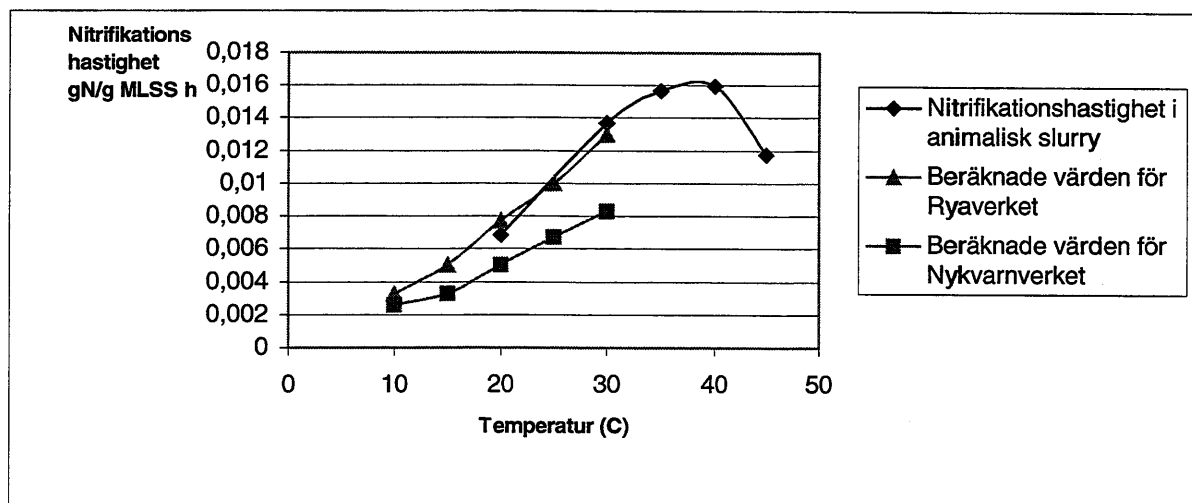
Nykvarnverket har en halt ammoniumkväve in till luftningsbassängen på 28,8 mg/l och en halt COD på 130,8 mg/l. Detta ger ett COD/totN förhållande på 5,4.

Ryaverket har en halt ammoniumkväve in till luftningsbassängen på 8,3 mg/l och en halt COD på 27,3 mg/l. Detta ger ett COD/totN förhållande på 3,3.

Temp	Nykvarnverket gN/gMLSS h (COD/totN= 5,4)	Ryaverket gN/gMLSS h (COD/totN = 3,3)
15	0,0033	0,005
20	0,005	0,0077
25	0,0067	0,01
30	0,0083	0,013

Tabell 3. Nitrifikationshastigheterna vid de studerade temperaturerna.

Det har även gjorts andra studier som visar nitrifikationshastighetens temperaturberoende. I en rapport från 1997 (8) har nitrifikationshastigheten i en animalisk slurry uppmätts vid olika temperaturer. Prov från fullskaleanläggningar för aktivt-slam studerades under kontrollerade former med hänseende till pH och syretillgång. Nitrifikationshastigheter vid temperaturerna 20, 30, 35, 40, 45, 50 och 60°C undersöktes. Resultaten redovisas i figur 12.



Figur 12. Kurvan som erhöles från studie av nitrifikation i animalisk slurry (8). De teoretiska värden som har använts i denna studie har även lagts in som jämförelse.

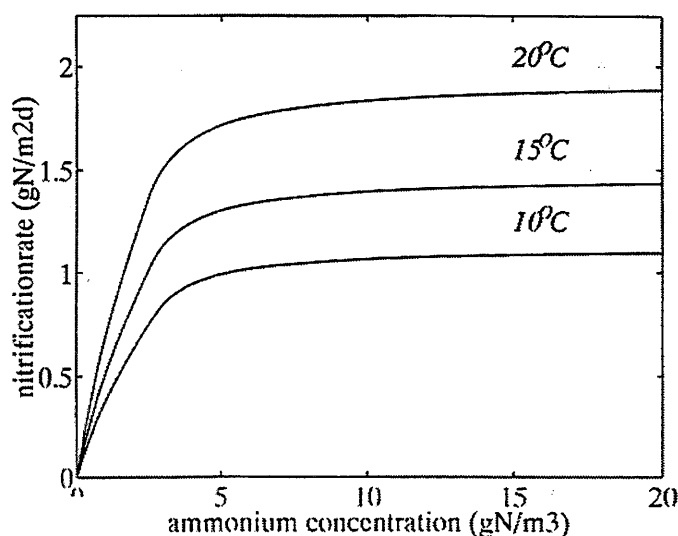
Som synes är värdena som har valts till studien för Nykvarn något lägre vilket troligtvis har sin förklaring i att sammansättningen i en animalisk slurry och ett avloppsvatten är olika. I



studien med animalisk slurry har det heller inte tagits någon hänsyn till organiskt material som sänker nitrifikationshastigheten.

Processen för nitrifikation i biofilm har på Ryaverket studerats i pilotskala (20). För att mäta temperaturberoendet hölls halten ammoniumjoner konstant under perioder med både låg och hög vattentemperatur. Resultatet av studien visar att ett temperaturberoende kan visas med en modell baserad på Monod-kinetik. Denna modell tar hänsyn till koncentrationen och mättnadskoefficienten för det hastighetsbestämmande substratet, i detta fall ammoniumjoner då oxidationen av nitrit till nitrat går fortare än oxidationen av ammoniumjoner till nitrit. Den tar även hänsyn till bakteriernas maximala tillväxthastighet, dess koncentration och dess aktivitet.

Kurvor vid temperaturerna 10, 15 och 20°C visas i figuren nedan. Nitrifikationshastigheter vid högre temperaturer har sedan extrapolerats fram ur dessa data.



Figur 13. Nitrifikationshastighetens temperaturberoende för biobädd.(20)

Teoretiska värden för temperaturer upp till 30°C blir således:

Temp °C	Nitrifikationshastighet gN/m <sup>2</sup> h
15	0,06
20	0,07
25	0,085
30	0,01

Tabell 3. Teoretiska värden som har använts i studien för nitrifikation i biobädd.

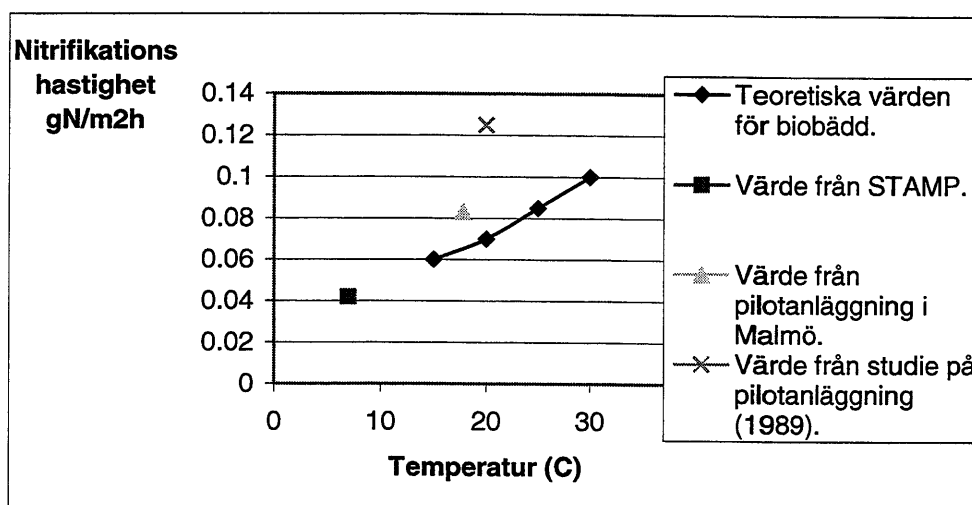
I ovan nämnda rapport (16) finns även en studie på biofilter där olika biofilmsystem har jämförts med hänseende till deras maximala kapacitet. Vid Ryaverket studerades då en



pilotanläggning som vid temperaturen 7°C visade sig ha nitrifikationshastigheten 1- 1,5 gN/m<sup>2</sup>d (0,042 - 0,063 gN/m<sup>2</sup>h) vid en fullständig nitrifikation.

I en studie 1994 (4) undersöktes alternativet biobäddar för nitrifikation då Malmö skulle utöka sin reningsprocess för att uppnå en bättre kväverening. I en pilotanläggning studerades nitrifikationshastigheten och vilken effekt bland annat suspenderat material har på nitrifikationen. Här uppmättes nitrifikationshastigheter upp till 2 gN/m<sup>2</sup> d (0,083gN/m<sup>2</sup> h) vid temperaturen 17.8 °C. I rapporten nämns även en studie från 1989 (22) där en pilotanläggning undersöktes för att se hur höga nitrifikationshastigheter som kunde åstadkommas. Vid 20°C uppnåddes nitrifikationshastigheter på 3gN/m<sup>2</sup> d (0,125 gN/m<sup>2</sup> d).

Dessa värden är inte undersökta med hänseende till temperaturens beroende på nitrifikationshastigheten men de visar ändå att de teoretiska värden som används i denna studie ligger inom ramarna för vad som är rimligt. Resultat visas i figur 14.



Figur 14. Litteraturvärden i jämförelse med de teoretiska värden som har använts i studien.

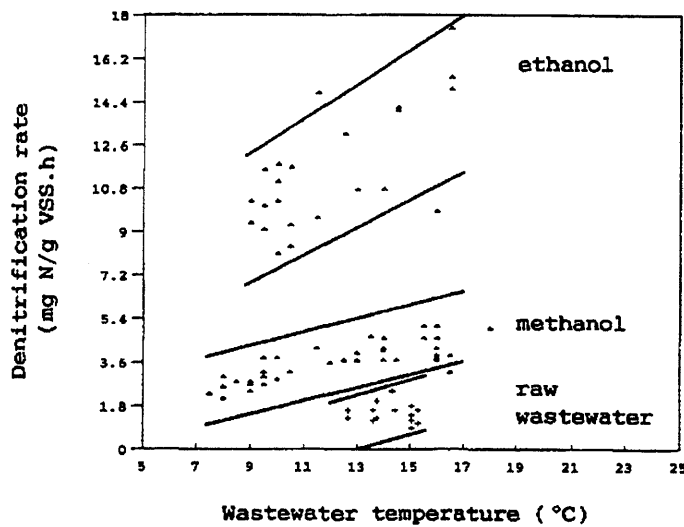
### 5.1.2 Denitrifikation

Teoretiska värden på denitrifikationshastigheten har tagits från en studie från 1996. Studien gjordes då reningsverket i Malmö skulle bygga ut sin reningsprocess för en bättre kväverening (21). Test från laboratorier visar denitrifikationshastighetens temperaturberoende för avloppsvatten utan koltillsatts och med metanol samt etanol som kolkälla. Resultatet visas i figur 15.

Då dessa värden är framtagna i laboratorium är de sannolikt höga. I denna studie har därför de teoretiska värdena för denitrifikationshastigheten tagits ur kurvan för avloppsvatten utan koltillsatts trots att både Nykvarnverket och Ryaverket tillsätter etanol vid behov.







Figur 15. Kurvor för nitrifikationshastigheterna för olika kolkällor.(21)

Denitrifikationshastigheten för temperaturerna över 15°C har extrapolerats fram. Denitrifikationshastigheterna för aktuella temperaturer visas i tabell 5.

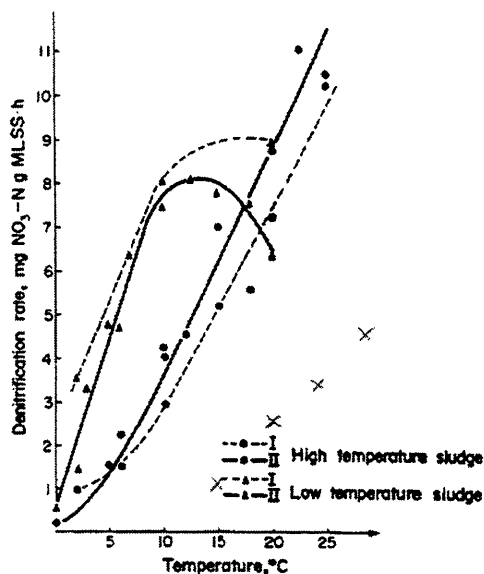
Temp °C	Denitrifikationshastighet gN/gMLSSh
15	0,00126
20	0,00238
25	0,00315
30	0,00441

Tabell 5. Teoretiska denitrifikationsvärden som har använts i studien.

I en rapport från 1997 (2) redovisas resultaten från studier av Halmø och Eimhjellen från 1981 (24) fig. 16. Här förklaras att olika typer av slam och bakterier trivs bra i olika temperaturintervall. En bakteriekultur som trivs i kall miljö har hög denitrifikationshastighet vid låga temperaturer medan en bakteriekultur som trivs i varm miljö har hög denitrifikationshastighet vid höga temperaturer.

Som fig. 16 visar är de teoretiska värden som har använts låga i jämförelse med rapporten från Göteborg 1997.





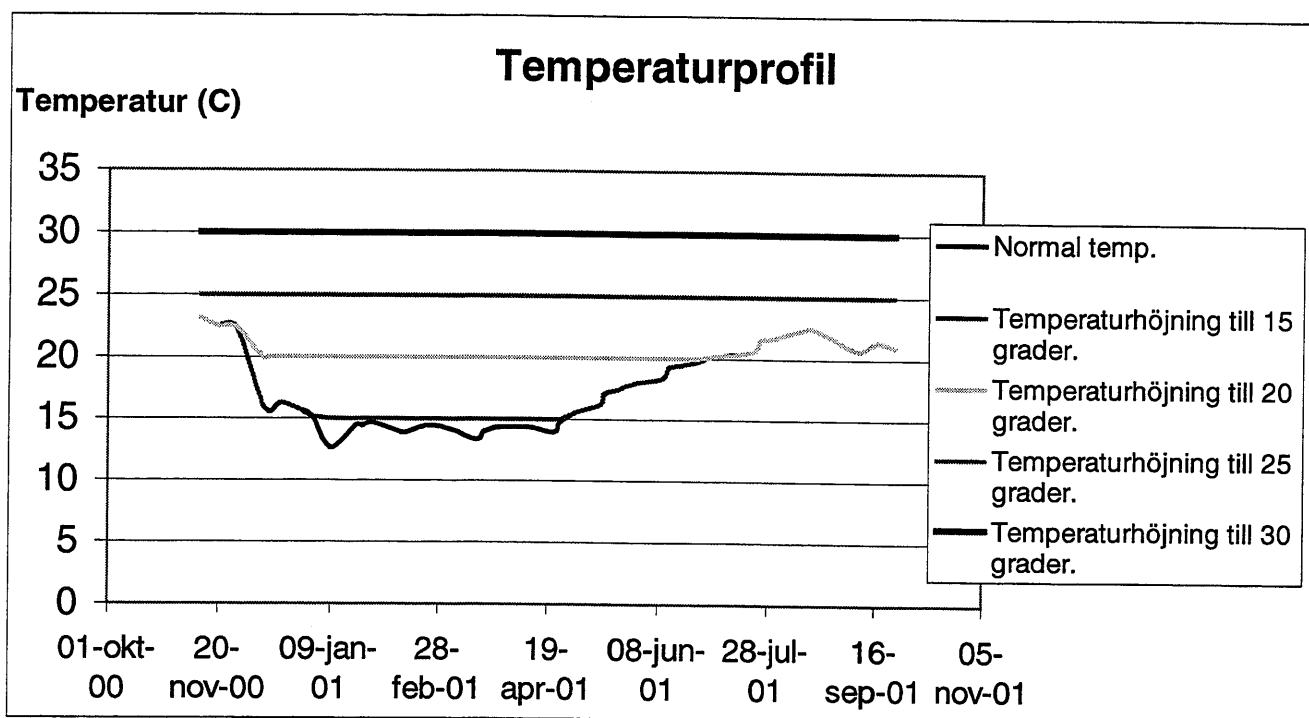
Figur 16. Denitrifikationshastigheten för "hög temperatur slam" och "låg temperatur slam". De teoretiska värden som har använts i studien är inlagda som kryss i figuren.(2)

## 5.2 Nykvarnverket

För Nykvarnverket erhöles data för tiden 11/12 2000 till 25/9 2001. Mätvärden fanns för olika delar av processen vid 44 mättillfällen jämnt fördelade över året. Temperaturer som skulle studeras bestämdes till 15, 20, 25 och 30°C. Att studera en uppvärmning till en lägre temperatur än 15°C ansågs inte nödvändigt då avloppsvattnet in till verket sällan är kallare än 12°C. Högre temperaturer än 30°C undersöktes inte eftersom de aktuella bakterierna i det aktiva slammet har en nedgång i tillväxthastigheten vid temperaturer runt 35°C (12).

Den uppmätta temperaturkurvan justerades så att den aldrig understeg den undersökta temperaturen. Det betyder att upptagshastigheten för de temperaturer som understeg den undersökta temperaturen justerades till de teoretiskt framtagna hastigheterna medan upptagshastigheten för de temperaturer som översteg den undersökta temperaturen behölls. Temperaturprofilerna för de undersökta temperaturerna visas i figur 17.





Figur 17. Temperaturprofiler för de undersökta temperaturerna.

### 5.2.1 Beräkningar för Nykvarnverkets befintliga process

Den nuvarande nitrifikationshastigheten i verket beräknades med nedanstående formel för den nya och den gamla delen, bland annat för att se om ett temperaturberoende fanns.

För Nykvarn gäller för flöden:

$Q_{in}$  = inkommande flöde till verket.

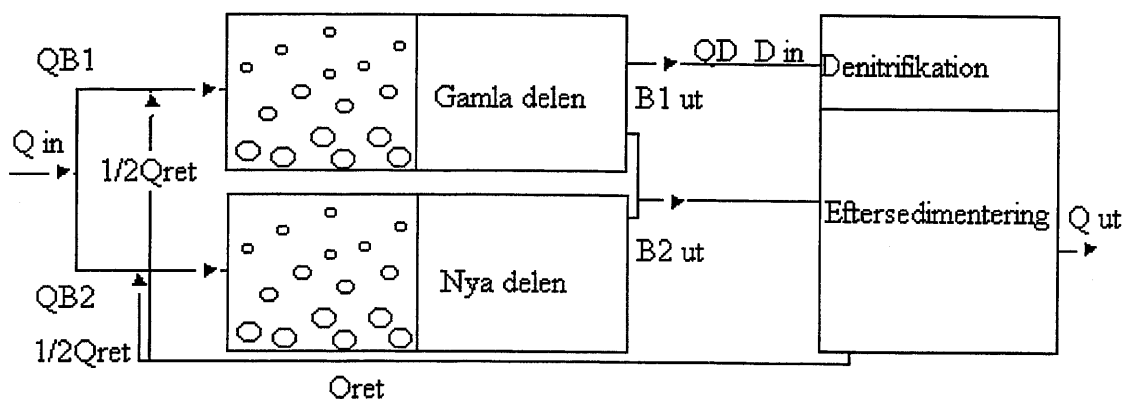
$Q_{B1}$  = flöde till den gamla aktivslambassängen (60% av  $Q$ )

$Q_{B2}$  = flöde till den nya aktivslambassängen (40% av  $Q$ )

$Q_D$  = flöde till denitrifikationsbassängen ( $840 \text{ m}^3/\text{h}$  av  $Q_{B1}$ )

$Q_{ret} = 2400 \text{ m}^3/\text{h}$

Ammoniumhalten som kommer in till luftningsbassängerna beror av inkommande halt till verket men även av halten som recirkuleras med slammet till början av bassängen. Figur 18 visar Nykvarnverkets processlösning för kväveavskiljning.

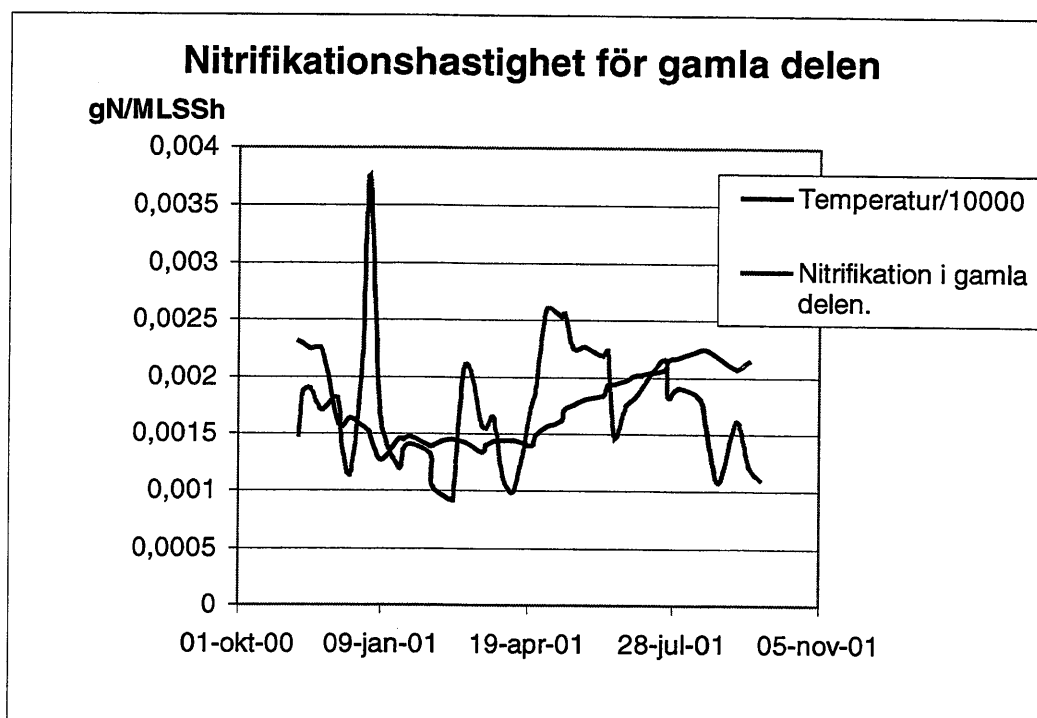


Figur 18. Flödesschema för Nykvarnverkets kväveavskiljning med införda beteckningar.



Nitrifikationshastigheten för den gamla bassängen:

$$\text{Nitrifikationshastighet} = (\text{NH}_4\text{-N B1in} - \text{NH}_4\text{-N B1ut})\text{mg/l} \times \text{QB1} [\text{m}^3/\text{h}] / (\text{mgMLSS/l} \times \text{V} [\text{m}^3]) \quad [3]$$



Figur 19. Nitrifikationshastighetens variation över året.

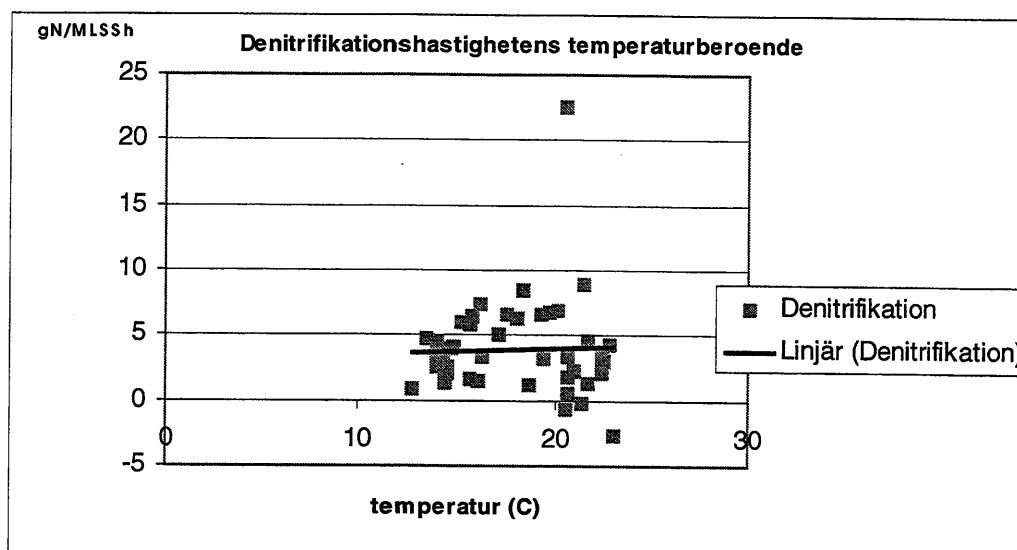
Figur 19 visar hur nitrifikationshastigheterna i den gamla luftningsbassängen varierar över året. En liten uppgång i nitrifikationshastigheten går att urskilja under april, maj, juni och juli då också temperaturen går upp.

Då Nykvarnverket har denitrifikationsbassänger med nedsänkta korgar innehållande kulor kan denitrifikationshastigheten ha enheten  $\text{gN/m}^3\text{h}$ . Denna beräknades som reduktionen av nitrat multiplicerat med flödet in till bassängen som är  $840 \text{ m}^3/\text{h}$  och dividerat med volymen som är  $1600 \text{ m}^3$ . Till största delen kommer vattnet till denitrifikationsbassängerna från gamla delen, därför är nitrathalten in till denitrifikationsbassängerna samma som halten ut ur gamla delen.

$$\text{Denitrifikationshastighet} = (\text{NO}_3\text{-N B1ut} - \text{NO}_3\text{-N ut})\text{mg/l} \times \text{QD} [\text{m}^3/\text{h}] / \text{V} [\text{m}^3] \quad [4]$$







Figur 20. Denitrifikationshastighetens temperaturberoende.

Figur 20 visar att denitrifikationens temperaturberoende är näst intill obefintlig. Detta kan bero på deras processlösning med nedsänkta kulor som gör att denitrifikationen är mer beroende av volymen och arean än temperaturen.

Medelvärde för det utgående totalkvävet beräknades och även hur stor del av det utgående kvävet som är organiskt. Detta gjordes med hjälp av Kjeldahlkvävet som är en sammansättning av halten organiskt kväve och ammoniumhalten.

$$\text{Organiskt kväve} = \text{mg Kjeldahlkväve/l ut ur verket} - \text{mg NH}_4\text{-N/l ut ur verket} \quad [5]$$

Syreförbrukningen i aktivslambassängerna har också beräknats, för den gamla delen uträknades den enligt formeln:

$$\text{Syreförbrukning} = \text{QB1} / \text{V}[\text{m}^3] \times ((\text{kgBOD}/ \text{m}^3 \text{ sed1 ut} + \text{kgBOD}/ \text{m}^3 \text{ sed2 ut})/2 - \text{kgBOD}/ \text{m}^3 \text{ B1ut}) \times a [\text{h}^{-1}] + \text{kgMLSS}/ \text{m}^3 \times b [\text{h}^{-1}] + \text{QB1} [\text{m}^3/\text{h}] / \text{V}[\text{m}^3] \times (\text{kg NH}_4\text{-N}/ \text{m}^3 \text{ B1in} - \text{kg NH}_4\text{-N}/ \text{m}^3 \text{ B1ut}) \times 4,6 \quad [6]$$

$$a = 0,5$$

$$b = 0,004 \text{ h}^{-1}$$

### 5.2.2 Beräkningar för Nykvarnverket med en temperaturhöjning av vattnet

Det insågs att även om nitrifikationen skulle kunna höjas till en lämplig nivå så skulle denitrifikationen vara ofullständig på grund av den otillräckliga volymen. Därför studerades två fall. I det första fallet bevarades den befintliga processen och endast en temperaturhöjning över luftningsbassängerna undersöktes, beräkningar gjordes på totalkvävehalten ut ur verket. I det andra fallet undersöktes samma temperaturhöjningar men över både nitrifikationsbassängen och denitrifikationsbassängerna. Sedan beräknades vilken



denitrifikationsvolym som skulle krävas för att få en så god kväverening att ett årsmedelvärde på 10 mgNtot/l ut ur verket kunde åstadkommas.

**Syreförbrukningen:** beräknades på samma sätt som vid de normala temperaturförhållandena (ekvation 6). Den beräknades för de aktuella temperaturerna och är samma vid de två fallen.

**Temperaturen i vattnet:** den förlust som kan tänkas ske till omgivningen och den alstring som nitrifikationen tillför har beräknats ta ut varandra och temperaturändringen i bassängen är då försumbar. För beräkningar, se bilaga A.

**Slamåldern:** då slamåldern i Nykvarnverket är 5 dygn behövs en temperatur på 25°C för att nå upp till en temperaturkorrigerad slamålder på det rekommenderade 15 dygn. För beräkningar se bilaga B.

### **Beräkningsfall 1**

Här studeras den nuvarande processen. Med hjälp av värmeväxling precis innan luftningsbassängerna höjs temperaturen så att den aldrig är under den undersökta temperaturen. Nitrifikationshastigheten höjs till de teoretiska värdena under det intervall där temperaturhöjningen sker. Efter luftningsbassängerna och sedimenteringen tas värmen ur vattnet med värmeväxling.

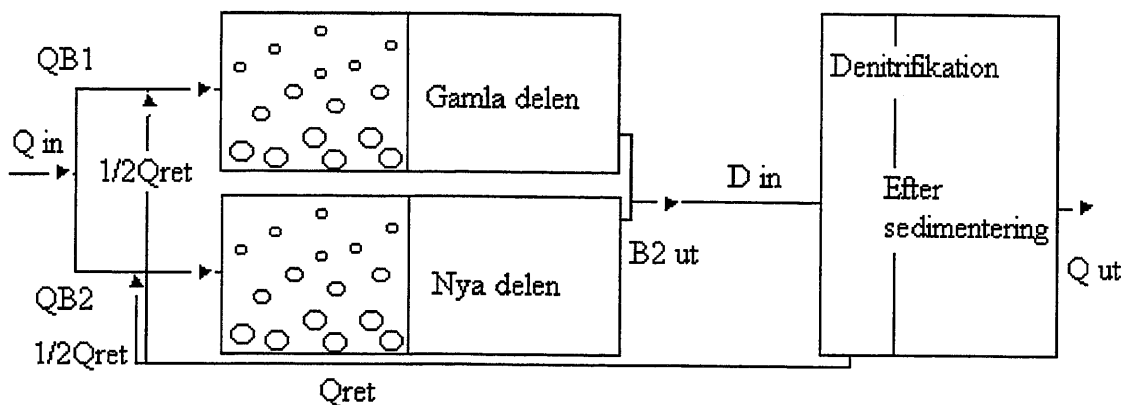
Denitrifikationen sätts till konstant eftersom den befintliga denitrifikationsprocessen inte anses vara temperaturkänslig (vilket även syns i figur 20). I beräkningarna används ett årsmedelvärde av denitrifikationen över den aktuella tiden. Årsmedelvärdet för totalkvävehalten ut ur verket beräknas sedan för de aktuella temperaturerna. För beräkningar se bilaga C.

### **Beräkningsfall 2**

Processen här är i stort sett likadan som i beräkningsfall 1 men med den skillnaden att volymen för denitrifikationsbassängen utökas så att hela flödet går genom bassängen och att totalkvävehalten ut ur verket har ett årsmedel på 10 mgN/l. Värmningen av vattnet sker precis innan luftningsbassängerna och värmen tas ut efter denitrifikationsbassängerna. Detta betyder att denitrifikationshastigheten också gynnas att temperaturhöjningen.

Denitrifikationen antas ske i vanliga omrörda och oluftade aktivt-slambassänger utan nedsänkta kulor och med samma värde på MLSS som i den nya luftade aktivt-slambassängen. Denitrifieringen beräknades med teoretiska värden för avloppsvatten utan tillsatts av kolkälla trots att verket blandar i en del etanol för att förekomsten av kol ska vara tillräcklig.



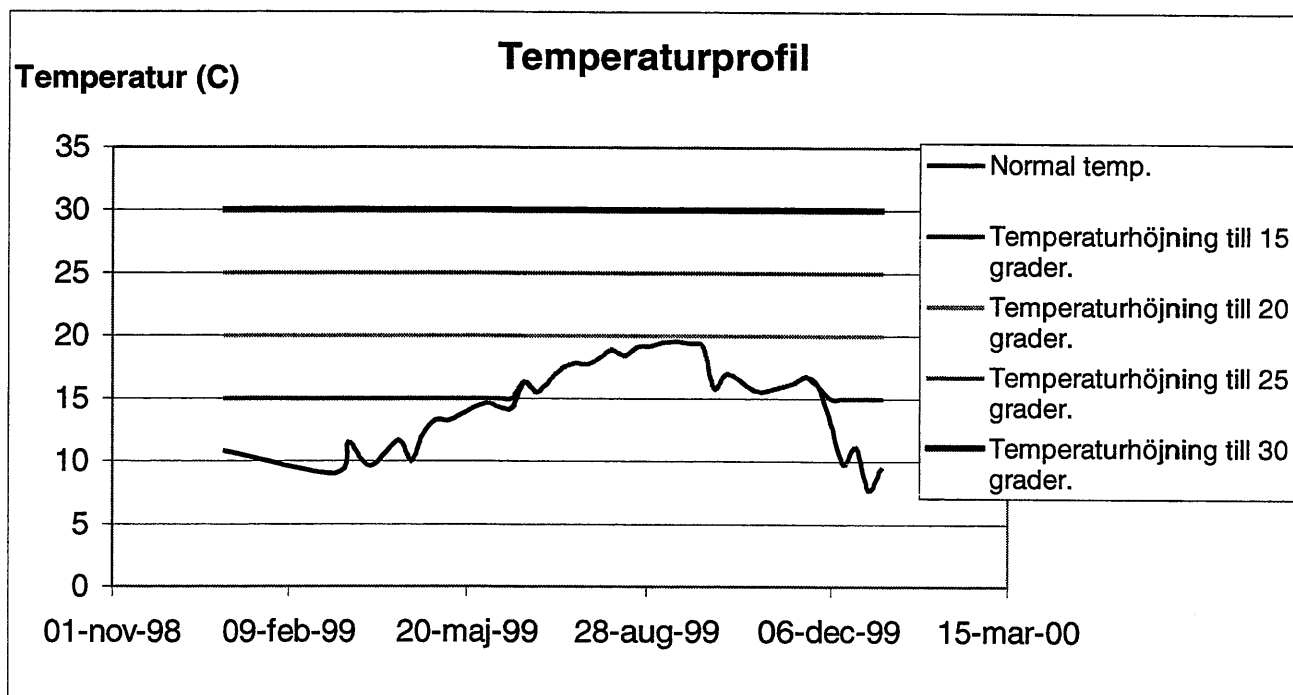


Figur 21. Flödesschemat för processen i beräkningsfall 2 med införda flöden och beteckningar.

För beräkningar av denitrifikationsvolymen se bilaga C.

### 5.3 Ryaverket

För Ryaverket erhöles data för tiden 4/1 1999 till 3/1 2000. Mätvärden fanns för halter i olika delar av processen vid 42 mättillfällen jämnt fördelade över året. Temperaturer som skulle studeras bestämdes till 15, 20, 25 och 30 °C, precis som för Nykvarnverket och av samma skäl. Vattnets temperatur ökades så att den aldrig understeg den studerade temperaturen. Temperaturprofilerna för de studerade temperaturerna visas i figur 22.



Figur 22. Ryaverkets temperaturprofiler för de studerade temperaturerna.



### 5.3.1 Beräkningar för Ryaverkets befintliga process

Den nuvarande nitrifikationshastigheten i verket både för biobädden och aktivt-slambassängen samt denitrifikationshastigheten beräknades. Detta gjordes för att se om ett temperaturberoende fanns.

För Ryaverket gäller för flöden:

$Q$  = flödet in till verket och flödet ut ur verket.

$Q_{rec}$  = flödet genom biobädden som är lika stort som  $Q$ .

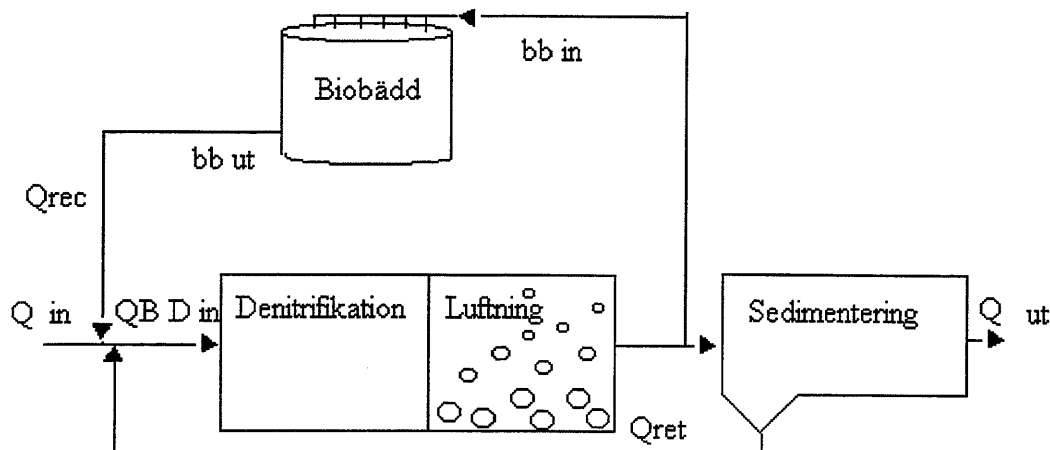
$Q_{ret}$  = slamreturen som är lika stort som  $Q$ .

$Q_B$  = flödet genom aktivt-slambassängen som är  $3 \times Q$ .

Dessa flödesbilder stämmer dock inte riktigt. Det går sällan  $3Q$  genom aktivt-slambassängen, det är nämligen eftersedimenteringen som bestämmer vilket flöde som får recirkulera i biobädden. Eftersedimenteringen klarar ett flöde på  $8 \text{ m}^3/\text{s}$  så om inkommande flöde är  $6 \text{ m}^3/\text{s}$  recirkulerar endast  $2 \text{ m}^3/\text{s}$  genom biobädden. Detta har dock inte tagits hänsyn till i beräkningarna utan separationen antas klara alla fall.

Ammoniumhalten in till aktivslambassängen är en blandning av ingående halt med flödet  $1Q$  och halten från biobädden med flödet  $1Q$  samt från recirkulationen av slam som är  $3,6 \text{ m}^3/\text{s}$  (vilket approximeras vara  $1Q$ )

Nitrathalten in till verket försummas då inga värden finns för detta och den vanligtvis är mycket liten. Halten in till aktivslambassängen blir halten från biobädden med flödet  $1Q$ , inkommande halt med flödet  $1Q$  och halten från slamrecirkulationen med flödet  $1Q$



Figur 23. Flödesschemat för kvävereningen på Ryaverket med införda flöden och beteckningar.

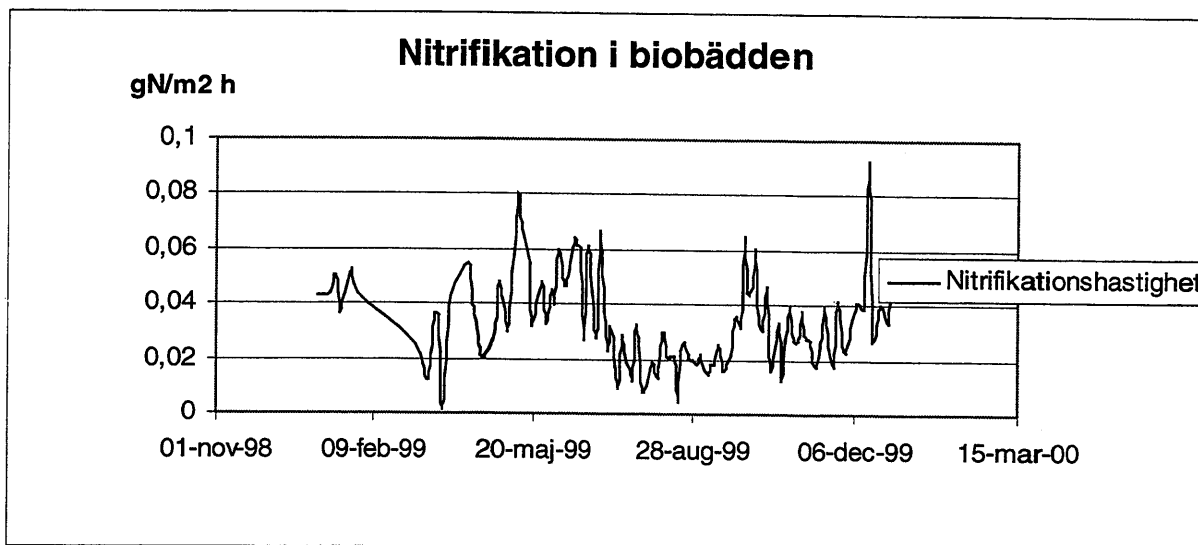




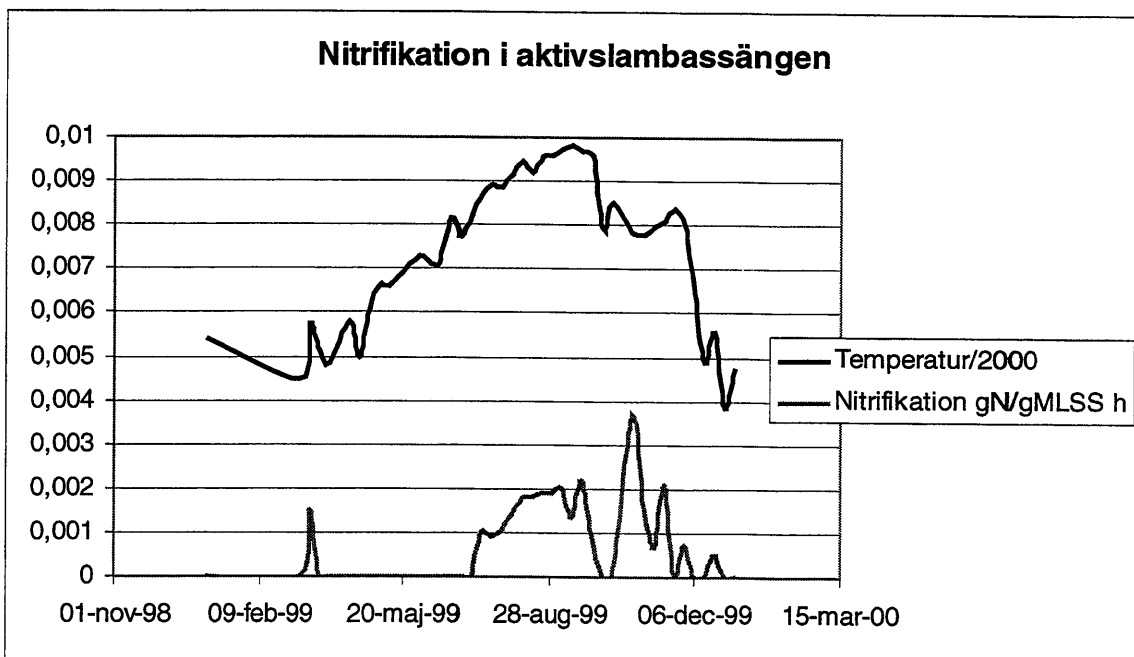
$$\text{Nitrifikationshastighet i biobädd} = (\text{mg NH}_4\text{-N/l bbin} - \text{mg NH}_4\text{-N/l bbut}) * Q_{\text{rec}}[\text{m}^3/\text{h}] / (\text{A/V} * V) [\text{m}^2] \quad [7]$$

I aktivt-slambassängen sker också en nitrifikation då förhållandena är gynnsamma, denna är dock mycket liten, fig. 25.

$$\text{Nitrifikationshastighet i aktivt-slambassängen: } (\text{mg NH}_4\text{-N/l in till bassängen} - \text{mg NH}_4\text{-N/l ut}) * Q_B / (\text{mgMLSS/l} * V) \quad [8]$$



Figur 24. Nitrifikationshastighetens variation över året i biobädden



Figur 25. Nitrifikationshastighetens variation över året i aktivt-slambassängen.

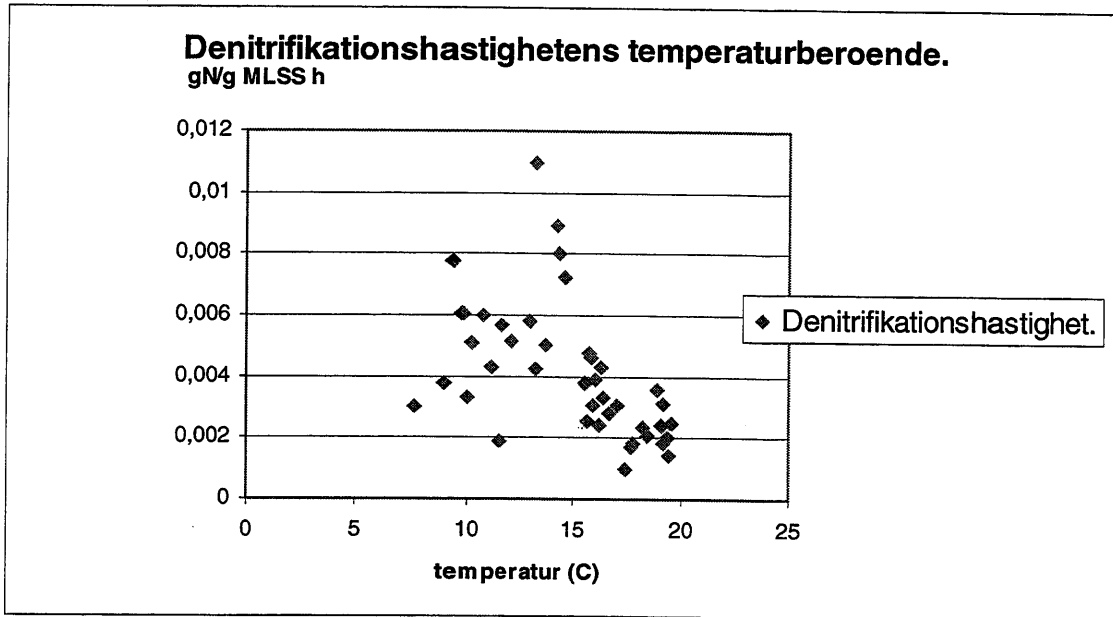
Figur 24 visar hur nitrifikationshastigheten i biobädden varierar över året. Det går inte att urskilja någon förbättring under sommarmånaderna. Figur 25 visar hur nitrifikationen i aktivt-



slambassängen varierar över året. Det syns tydligt att nitrifikationen gynnas av en högre vattentemperatur vilket.

Denitrifikationshastigheten beräknas enligt:

$$\text{Denitrifikationshastighet} = \frac{(\text{mg NO}_3\text{-N/l But} - \text{mg NO}_3\text{-N/l Bin}) \cdot \text{QB}[\text{m}^3/\text{h}]}{(\text{mgMLSS/l} \cdot \text{V}[\text{m}^3])} \quad [9]$$



Figur 26. Denitrifikationshastighetens temperaturberoende.

Figur 26 visar hur denitrifikationen i aktivt-slambassängerna varierar med temperaturen. Inte heller här kan något tydligt temperaturberoende urskiljas, men de låga denitrifikationshastigheterna vid de höga temperaturerna kan vara en direkt följd av att nitrifikationshastigheten i biobädden var låg.

Totalkvävehalten är en sammansättning av organiskt kväve, ammoniumkväve, nitratkväve och nitritkväve. Halten organiskt kväve kan därför beräknas enligt formel [10]. Halten nitritkväve är ofta mycket låg och har därför försumrats.

$$\text{Organiskt kväve} = \text{mg Ntot/ l ut ur verket} - \text{mg NH}_4\text{-N/l ut} - \text{mg NO}_3\text{/l ut} \quad [10]$$

Syreförbrukningen i aktivslambassängerna har också beräknats, det har då antagits att all BOD reduktion sker i aktivslambassängen eftersom endast utgående och ingående värden till verket finns:

$$\text{Syreförbrukning} = \text{QB} / \text{V}[\text{m}^3] \times ((\text{kgBOD}/ \text{m}^3 \text{ in} - \text{kgBOD}/ \text{m}^3 \text{ ut}) \times a [\text{h}^{-1}] + \text{kgMLSS}/ \text{m}^3 \times b [\text{h}^{-1}] + \text{QB} [\text{m}^3/\text{h}] / \text{V}[\text{m}^3] \times (\text{kg NH}_4\text{-N}/ \text{m}^3 \text{ Bin} - \text{kg NH}_4\text{-N}/ \text{m}^3 \text{ But}) \times 4,6 \quad [11]$$

$$a = 0,5 \quad (18)$$

$$b = 0,004 \text{ h}^{-1} \quad (18)$$



### 5.3.2 Beräkningar för Ryaverket med en temperaturhöjning av vattnet

Ryaverket har redan en tillfredsställande kvävereduktion men de lider av platsbrist. Även här har två fall studerats. I det första fallet har Ryaverkets nuvarande process studerats med en temperaturhöjning över biobädden och totalkvävehalten ut ur verket har sedan beräknats. I det andra fallet har volymen som biobäddarna tar upp frigjorts och nitrifikationen sker då endast i den luftade delen av aktivslambassängen. Därefter har totalkvävehalten ut ur verket beräknats.

**Syreförbrukningen:** beräknades på samma sätt som vid de normala temperaturförhållandena (ekvation 11). Den beräknades för de aktuella temperaturerna i fall 1. Den ökade BOD oxidationen har här försumrats.

**Temperaturen i vattnet:** den förlust som kan tänkas ske till omgivningen och den alstring som nitrifikationen tillför har beräknats ta ut varandra och temperaturändringen i bassängen är då försumbar. Förluster genom luftning och omrörning har dock inte tagits i beaktande. För beräkningar, se bilaga A.

**Slamåldern:** då slamåldern i Ryaverket är så låg som 4 dygn behövs en temperatur på mellan 25 och 30 °C för att nå upp till en temperaturkorrigerad slamålder på det rekommenderade 15 dygn.

#### Beräkningsfall 1

Här undersöks den nuvarande processlösningen med en temperaturhöjning precis innan biobädden. Värmen tas sedan ur vattnet direkt efter nitrifikationen. Temperaturen över biobädden är aldrig under den undersökta temperaturen. Nitrifikationshastigheten höjs till de teoretiska värdena under det intervall där temperaturhöjningen sker.

Denitrifikationsbassängen beräknas vara 60% av den nuvarande aktivslambassängen. I beräkningarna används ett årsmedelvärde av denitrifikationen över den aktuella tiden eftersom värmet tas ur processen före denitrifikationssteget. Årsmedelvärdet för totalkvävehalten ut ur verket beräknas sedan för de aktuella temperaturerna. För beräkningar se bilaga D.

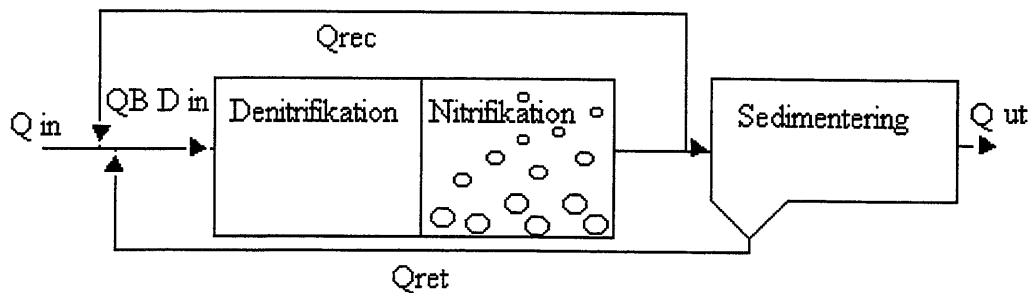
#### Beräkningsfall 2

Här höjs temperaturen så att flödet in i aktivt-slambassängerna aldrig är under den undersökta temperaturen. Nitrifikationshastigheterna bestäms endast av teoretiska värden eftersom ammoniumhalten till bassängen i den nuvarande processen är så låg att nitrifikation sällan sker. Den oluftade och luftade delen beräknas med samma volymer som under dagens förhållanden.

Denitrifikationen gynnas också av temperaturhöjningen och beräknas med de teoretiska värdena för aktuell temperatur.



Detta är nu ett verk med fördenitrifikation. Recirkulationen av vattnet och slammet beräknas vara samma som tidigare. Vid 15°C Sker inte en fullständig nitrifikation, ammoniumhalterna är dock så låga att de försummas vid beräkningarna för halterna i recirkulationen.



Figur 27. Flödesschemat för kväveavskiljningen i beräkningsfall 2.

Figur 27 visar flödesschemat för processen i beräkningsfall 2 med införda flöden och beteckningar. För beräkningar av totalkvävehalten ut ur verket, se bilaga D.





## 6. Resultat

### 6.1 Nykvarn

**Beräkningsfall 1** – Nuvarande process med temperaturhöjning över luftningsbassängerna.

I tabellen nedan redovisas hur mycket ammonium som reduceras i luftningsbassängerna vid de olika temperaturerna, totalkvävehalten ut ur verket samt syrebehovet:

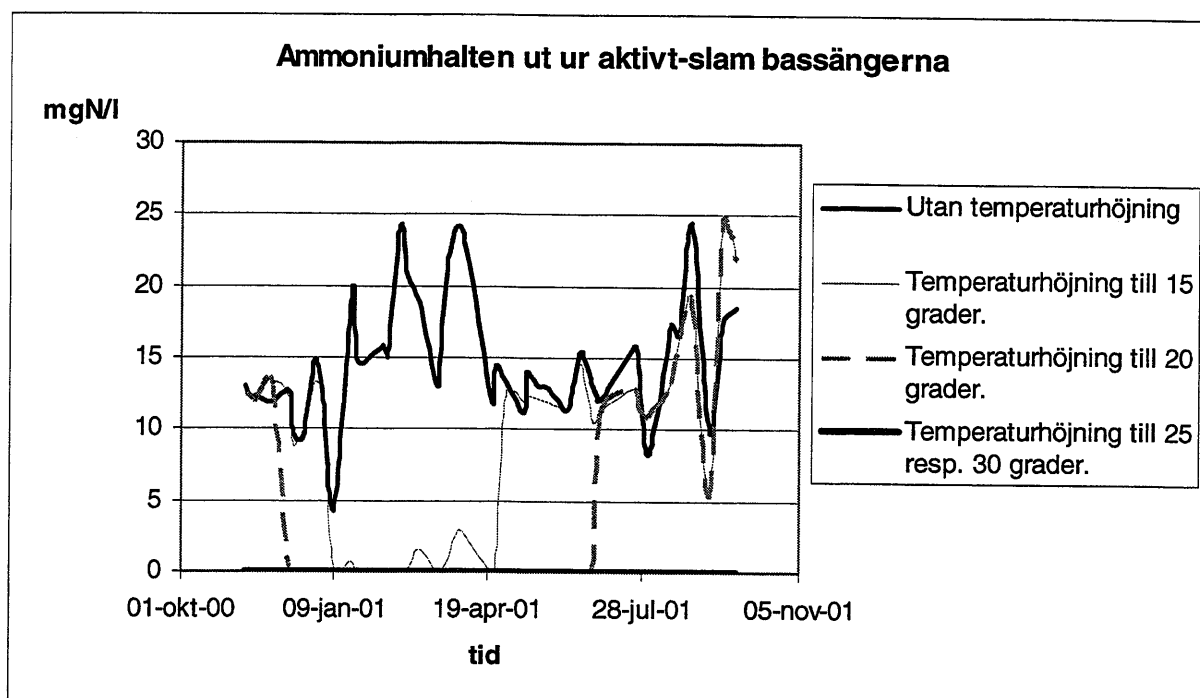
Fall 1					
Temp	Red. ammonium B1	Red. ammonium B2	Ntot ut mg/l	Syrebehov B1 kgO2 / m <sup>3</sup> ×h	Syrebehov B2 kgO2 / m <sup>3</sup> ×h
normal	58 %	1,9 %	23,04	0,060	0,029
15	73 %	23 %	25,5	0,061	0,040
20	84 %	49 %	25,5	0,064	0,049
25	100 %	100 %	25,5	0,069	0,057
30	100 %	100 %	25,5	0,069	0,057

Tabell 6. Resultat för beräkningarna i beräkningsfall 1. B1 är den äldre bassängen och B2 är den yngre bassängen.

Här syns tydligt att nitrifikationen förbättras. För temperaturhöjningar till 15 och 20°C sker en markant förbättring. För temperaturhöjningar till 25 och 30°C är nitrifikationen fullständig. Syrebehovet ökar vid en temperaturhöjning på grund av att mer ammonium oxideras. Trots höjningen av nitrifikationshastigheten visar tabell 6 att totalkvävehalten ut ur verket inte blir bättre.

Figur 28 visar hur ammoniumhalten ut ur luftningsbassängerna varierar över året för de olika temperaturhöjningarna det syns tydligt att nitrifikationen förbättras avsevärt vintertid. Att kurvorna inte är helt överrensstämmande med den nuvarande kurvan utan temperaturhöjning under de intervall då ingen temperaturhöjning har skett beror på att omblandningseffekten från returslammet har beräknats fram.





Figur 28. Ammoniumhalten i utgående vatten från luftningsbassängerna.

**Beräkningsfall 2** – Värmning över nitrifikations- och denitrifikationssteget för totalkvävehalt ut ur verket på 10 mg/l.

De uträknade denitrifikationsvolymerna redovisas i tabellen nedan.

Fall 2	
Temp	Volym m <sup>3</sup>
15	Går ej
20	4442
25	3357
30	2398

Tabell 7. Beräknade denitrifikationsvolymerna vid de undersökta temperaturerna.

Volymerna för denitrifieringsbassängerna minskar med ökande temperatur. För 15 grader går det ej att komma ned i en så låg halt som 10mgNtot/l på utgående vatten.

## 6.2 Ryaverket

**Beräkningsfall 1** – Nuvarande process med temperaturhöjning över biobädden.

I tabellen nedan redovisas hur mycket ammonium som reduceras i luftningsbassängerna samt totalkvävehalten ut ur verket:



<b>Fall 1</b>		
<b>Temp</b>	<b>Red. ammonium i biobädden</b>	<b>Ntot ut mg/l</b>
normal	86%	11,1
15	85%	10,8
20	100%	9,7
25	100%	9,7
30	100%	9,7

Tabell 8. Resultat av beräkningar för beräkningsfall 1.

En förbättring av totalkvävehalten ut ur verket från 11,1 till 9,7 kan max ske.

**Beräkningsfall 2** -Volymerna som biobäddarna upptog har frigjorts och temperaturhöjning sker över aktivt-slambassängen.

Nedan redovisas hur mycket ammonium som reduceras i luftningsbassängerna samt totalkvävehalten ut ur verket och syrebehovet:

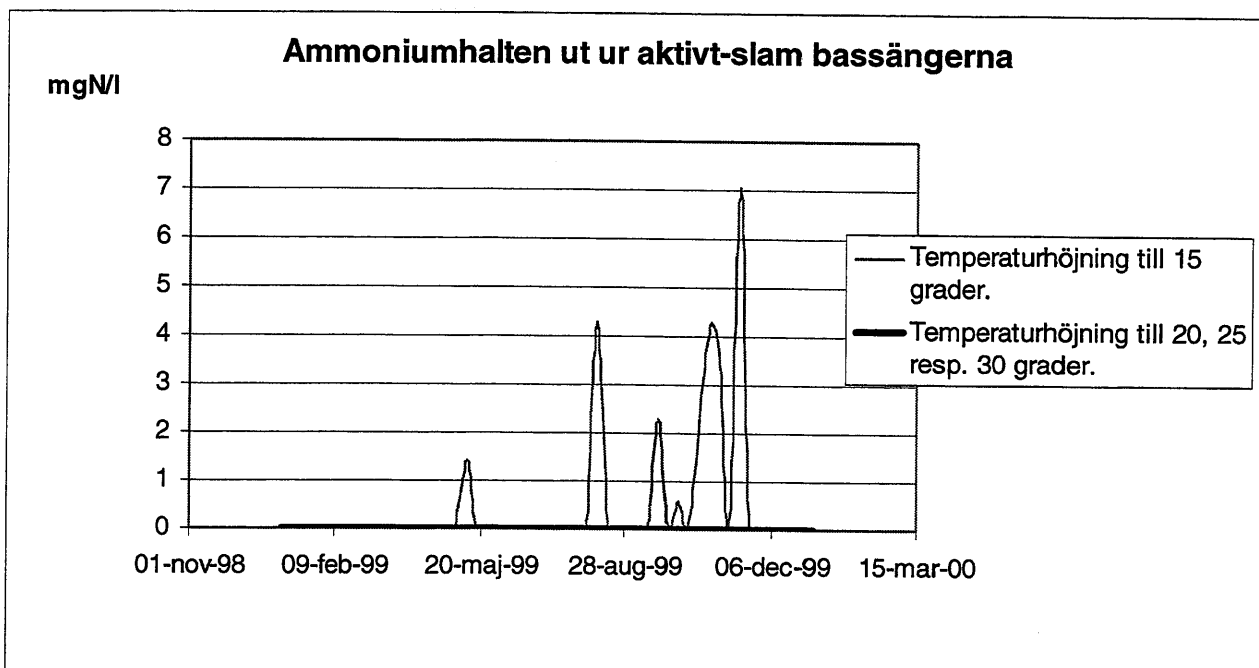
<b>Fall 2</b>			
<b>Temp</b>	<b>Red. ammonium i luftningen</b>	<b>Ntot ut mg/l</b>	<b>Syrebehov kgO<sub>2</sub> / m<sup>3</sup>×h</b>
normal	6 %	15,5	0,098
15	90 %	11,2	0,104
20	100 %	8,4	0,105
25	100 %	5,8	0,105
30	100 %	3,5	0,105

Tabell 9. Resultat för beräkningar för beräkningsfall 2.

En fullgod kvävereducering kan ske vid en temperaturhöjning på 25°C. Vid 25°C är nitrifikationen fullständig, den utgående totalkvävehalten sjunker dock markant från temperaturhöjningen till 30°C jämfört med 25°C. Syrebehovet är i det närmaste konstant.

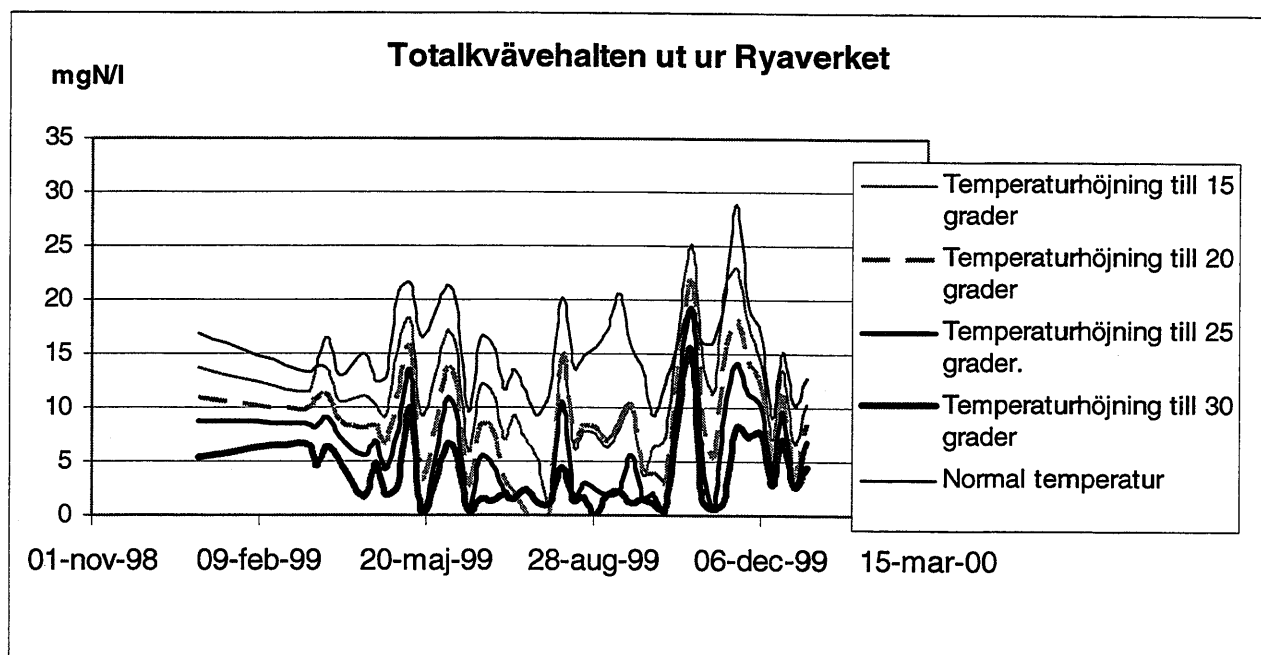
Figur 29 visar hur ammoniumhalten varierar över året med de olika temperaturhöjningarna. Endast vid 15°C är nitrifikationen inte fullständig.





Figur 29. Ammoniumhalt i utgående vatten från aktivt-slam bassängerna.

Figur 30 visar hur totalkvävehalten ut ur verket varierar över året för de olika temperaturhöjningarna. Figuren visar att en avsevärd förbättring kan göras med en temperaturhöjning.



Figur 30. Kurvorna visar den utgående totalkvävehalten och hur den varierar över året.





## 7. Diskussion

I denna studie har teoretiska värden blandats med praktiskt värden från fullskaleanläggningar och inga försök har utförts. Beräkningarna är gjorda med hjälp av massbalanser och vedertagna formler ur litteraturen. Detta betyder att viktiga parametrar som till exempel hydraulik och fullskaleeffekter har försumrats. Vid analyser i laboratorieskala erhålls vanligen optimistiska värden under närmast idealiska förhållanden. I fullskaleanläggningar spelar otaliga parametrar in som var nödvändiga att försumma i denna studie. Tanken har dock varit att undersöka om det finns potential för optimering av processen med dagens utformning genom en temperaturhöjning.

För Nykvarnverket kan man se att totalkvävehalten ut ur verket inte minskar trots en temperaturhöjning av vattnet. Det förefaller till och med som om totalkvävehalten är högre vid en temperaturhöjning än vid normala temperaturer. Detta beror troligtvis på att ett medelvärde för denitrifikationen har använts vid beräkningarna. Att totalkvävehalten inte minskar avsevärt vid en temperaturhöjning kan tyckas underligt då det redan vid 25 °C sker en fullständig nitrifikation. Förklaring ligger i att processen, som den ser ut idag, inte kan ta hand om mer nitrat i denitrifikationen och på så sätt följer samma mängd kväve ut med det renade avloppsvattnet men i form av nitrat istället för ammoniumjoner. Att syrebehovet är samma för temperaturhöjningarna 25 och 30 °C har sin förklaring i den fullständiga nitrifikationen vid 25 °C.

Det är för Nykvarnverket intressant att se vilken denitrifieringsvolym som skulle vara aktuell för att uppnå en fullgod kväverening (beräkningsfall 2). Studien visar att en väsentligt mindre volym krävs för en temperaturhöjning till 30 °C än för 15 °C. Detta har sin förklaring i att denitrifikationshastigheten också har ett temperaturberoende. Vid en temperaturhöjning till 30 °C krävs endast en volym på 2398 m<sup>3</sup> som inte är så långt ifrån den nuvarande volymen på 1600 m<sup>3</sup>. Men endast en ökad denitrifieringsvolym, utan temperaturhöjning, är det inte möjligt att uppnå en så hög kväverening att totalkvävehalten ut ur verket blir 10 mgN/l. Detta beror på att nitrifikationen inte är tillräckligt hög vid normala temperaturer.

Vi värmning över biobäddarna (beräkningsfall 1) visar resultatet en mycket liten förbättring av kvävereduceringen. Då biobäddarna redan idag nitrifierar 86 % av inkommande ammoniumjoner kan en uppvärmning av vattnet endast leda till en 14 % förbättring av nitrifikationen. Detta leder dock inte till samma förbättring av totalkvävehalten ut ur verket på grund av en för liten återrecirkulation av vattnet vilket leder till att blandningseffekten blir för stor. Att värma upp biobädden är troligen kostsamt eftersom vattnet sprids som droppar ovanpå bädden och sedan strilar ner samtidigt som luft blåses upp vilket betyder att biobädden i det närmaste fungerar som ett kyltorn.

Då Ryaverket lider av platsbrist var det naturligt att undersöka möjligheten att frigöra volymer med hjälp av en temperaturhöjning av vattnet (beräkningsfall 2). Studien visar att det skulle vara möjligt att med endast aktivslamprocessen och vid en temperaturhöjning till 15°C kunna



erhålla en god nitrifikation, men då systemet bygger på fördenitrifikation med recirkulation av  $\text{NO}_3$  ger detta en liten förbättring av totalkvävehalten ut ur verket. Nitrifikationen är i det närmaste fullständig vid 20 °C, därav samma syrebehov för de högre temperaturhöjningarna. Därefter beror den sjunkande totalkvävehalten ut ur verket på en förbättrad denitrifikation tack vare temperaturhöjningen.

Vinsten i detta fall blir att frigöra volymen som biobädden tidigare upptog utan att kvävereningen påverkas. Den frigjorda volymen blir då 16500 m<sup>3</sup>. Denna volym skulle kunna användas för biologisk fosforavskiljning men också för att minska bräddningen av vattnet eller för att kunna recirkulera ett större flöde och på så sätt öka reningsgraden.

Litteraturen talar för att hålla en konstant och relativt hög temperatur på vattnet i avloppsreningsverk, då hastiga förändringar i temperaturen som annars är vanliga försämrar nitrifikationen.

I studien har temperaturförluster till omgivningen beräknats fram till att vara försumbar i aktivt-slam anläggningarna. Dock har inte hydrauliken orsakad av bland luftning och omrörning beaktats som möjligen ger temperaturförluster. Under förutsättning att värmen upprätthålls i tanken oavsett omrörning, luftning och flödesvariationer så gäller analysen i studien.

Inga försök kan styrka resultaten, beräkningar och teori fungerar aldrig riktigt som verkligheten. Vad som skulle vara intressant som fortsättning på denna studie är försök i pilotskala för att inte behöva försumma viktiga parametrar. Det skulle då även vara intressant att studera hur till exempel slammet och bakterierna skulle komma att rätta sig efter de nya förhållandena och om det skulle bidra till en positiv eller negativ effekt. Simuleringar i exempelvis EFOR (aktivt-slam modeller) skulle även kunna ge en mer riktig bild.



## 8. Slutsatser

- Med dagens utformning på Nykvarnverket går det inte att förbättra kväveavskiljningen med en temperaturhöjning över luftningsbassängerna då denitrifikationen är begränsande. Om denitrifikationsvolymen byggs ut bör kväveavskiljningen kunna förbättras till att understiga 10mgN/l. Temperaturhöjning till högre temperaturer ger då ett mindre volymsbehov. Dock är resultatet troligen optimistiskt då viktiga faktorer har varit nödvändiga att försummas.
- Värmning av biofiltret i Ryaverket gav en marginell förbättring av utgående kvävehalt och tros inte vara en ekonomisk lösning. Vid värmning av aktivt-slam anläggningen bör det vara möjligt att kunna komma ner under 10mgN/l vid en ökning av temperaturen till 20°C med dagens utformning. Därmed frigörs också volymer från biofiltret.



## 9. Referenser

1. Agenda 21. Ansökan om lokalt investeringsprogram för perioden 2001-2003, Linköping : Linköpingskommun
2. A. Mattson (1997) Denitrification in a Non-nitrifying Activated Sludge System Employing Recirculation from a Tertiary Nitrification Unit, Göteborg : Chalmers tekniska högskola, ISBN: 91-7197-546-2.
3. A. Mattson och O. Fredriksson, Göteborg : Göteborgsregionens Ryaverksaktiebolag
4. B. Andersson, H. Aspegren, D. S. Parker, M. P. Lutz (1994) High rate nitrifying trickling filters, Water Science and Technology Vol 29 No 10-11 s 47-52
5. E. Rudenholm (2001) Kväverening av högtempererat industriavloppsvatten under perioder med låg belastning, Lund : Lunds tekniska högskola, vattenförsörjning och avloppsteknik.
6. Environmental Protection Agency (1975). Process Design Manual for Nitrogen Control. EPA Technology Transfer Design Manuals No. 1007.
7. Grya AB, Miljörapport 2000, Göteborg : Göteborgsregionens Ryaverksaktiebolag
8. H.C. Willers, P.J.L. Derikx, P.J.W ten Have, T.K. Vijn, (1998) Nitrification limitation in animal slurries at high temperatures. Bioresource Technology, Vol 64 s47-54.
9. I. Lindahl, Linköping : Tekniska verken i Linköping AB
10. Kunggörelse med föreskrifter om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse; SNFS (1994:7) samt statens naturvårdsverks föreskrifter om ändring i kunggörelsen (SNFS 1994:7) med föreskrifter om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse
11. M. Boller, W. Gujer, M. Tschui (1994) Parameters affecting nitrifying biofilm reactors
12. M. Henze, P. Harremoes, J. la Cour Jensen, E. Arvin (1997) Wastewater treatment – Biological and Chemical Processes, Berlin : Springer, ISBN: 3-540-62702-2
13. Naturvårdsverket (1999) Miljömålen, Miljökvalitetsmål 6 – ingen övergödning
14. P. Balmér (1985) Försök med kvävereduktion vid Ryaverket, Göteborg: Chalmers tekniska högskola, ISBN: 99-0509896-8
15. R. Junkins, K. Deeny, Thomas Eckhoff (1983) The activated sludgeprocess: Fundamental of Operation, Ann Arbor, Mich. : Ann Arbor Science, ISBN: 0-250-40506-7
16. B.G.Hellström, J. la Cour Jansen (1997) Sammanfattning av resultaten från STAMP-projektet. Lunds Tekniska Högskola. Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik.
17. SWEP: J-E. Lind, B. Nordström (1986) Biologisk rening av kommunalt avloppsvatten, Solna : Statens naturvårdsverk; Stockholm : Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, ISBN: 91-7590-231-1
18. T. Hedberg, Göteborg : Utbildningsmaterial från kurs i Processteknik- Dricksvatten och Avloppsvatten vid Chalmers tekniska högskola





19. T. Wik, A. Mattson, E. Hansson, C. Niklasson (1995) Nitrification in a tertiary trickling filter at high hydraulic loads – pilot plant operation and mathematical modelling, Water Science and Technology Vol 32 No 8-11 s 185-192
20. T. Wik (1996) Experiment utförda på en nitrifierande biobädd 1995, Göteborg: Chalmers Tekniska Högskola, ISBN: 992-387787-6
21. U. Nyberg, B. Andersson, H. Aspegren (1996) Long-term experiences with external carbon sources for nitrogen removal, Water Science and Technology Vol 33 No 12 s 109-116
22. S. Bernkopf, R. Dahl, D.S. Parker, M.P. Lutz (1989) Enhancing Reaction Rates in Nitrifying Trickling Filters Through Biofilm Control. Journ. WPCF, vol 61, s 618-631
23. J. Arnell (2002) Värmning av avloppsvatten med spillvärme för att förbättra kvävereningen –Tekniska alternativ för uppvärmning, Göteborg: Chalmers tekniska högskola.
24. Halmø, Eimhjellen (1981) Low temperature removal of nitrite by bacterial denitrification, Water Research, Vol 15, s 989-998.



## 10. Bilagor

Bilaga A: Temperaturförluster och temperaturalstring

Bilaga B: Beräkning av slamålder

Bilaga C: Beräkningar för Nykvarn, fall 1 och fall 2

Bilaga D: Beräkningar för Ryaverket, fall 1 och fall 2



## BILAGA A.

### Temperaturförlust:

Total U [W/m<sup>2</sup>K]50

#### NYKVARN

##### Bassäng1

Luft temp. C      Temp. Avloppsvatten C Q (till luften) [W]

0	15	-708750
0	20	-945000
0	25	-1181250
0	30	-1417500

15	15	0
15	20	-236250
15	25	-472500
15	30	-708750

-15	15	-1417500
-15	20	-1653750
-15	25	-1890000
-15	30	-2126250

##### Bassäng2

Luft temp. C      Temp. Avloppsvatten C Q (till luften) [W]

0	15	-525000
0	20	-700000
0	25	-875000
0	30	-1050000

15	15	0
15	20	-175000
15	25	-350000
15	30	-525000

-15	15	-1050000
-15	20	-1225000
-15	25	-1400000
-15	30	-1575000

#### RYAVERKET

Flöde: [kg/s]      4200

Yta: [m<sup>2</sup>]

Luft temp. C      Temp. Avloppsvatten C Q (till luften) [W]

0	15	-1523250
0	20	-2031000
0	25	-2538750

Formler ref: (23)

$$1/U=1/h(12)+1/h(23)$$

$$Q=U*A*(T3-T1)$$

$$Q=m*cp*deltaT$$

detta ger: deltaT

index 1=vatten, 3=luft

DeltaT

-0.5113636

-0.6818182

-0.8522727

-1.0227273

0

-0.1704545

-0.3409091

-0.5113636

-1.0227273

-1.1931818

-1.3636364

-1.5340909

DeltaT

-0.5681818

-0.7575758

-0.9469697

-1.1363636

0

-0.1893939

-0.3787879

-0.5681818

-1.1363636

-1.3257576

-1.5151515

-1.7045455

DeltaT

-0.086352

-0.1151361

-0.1439201



0	30	-3046500
15	15	0
15	20	-507750
15	25	-1015500
15	30	-1523250
-15	15	-3046500
-15	20	-3554250
-15	25	-4062000
-15	30	-4569750

-0.1727041

0

-0.028784

-0.057568

-0.086352

-0.1727041

-0.2014881

-0.2302721

-0.2590561

Temperaturalstring:

Formler ref: (12)

**NYKVARN**

VSS = 0,7MLSS  
MLSS = 3,6 kg/ m<sup>3</sup>  
V = 2835 m<sup>3</sup>

ur litteraturen

Q = -DeltaG \* Nitri. Hast

Q = m\*cp\*Delta T

Bassäng 1

Temp	Nitri. Hast. [molN/s]:	-delta G [kJ/molN]	Q [j/s]
15	0.99225	350	347287.5
20	1.38915	350	486202.5
25	2.18295	350	764032.5
30	2.7783	350	972405

Delta T [C] Bassängen
1.251767073
1.352473902
1.553887500
1.704947403

VSS = 0,7MLSS  
MLSS = 3,5 kg/ m<sup>3</sup>  
V = 2800 m<sup>3</sup>

ur litteraturen

Q = -DeltaG \* Nitri. Hast

Q = m\*cp\*Delta T

Bassäng 2

Temp	Nitri. Hast. [molN/s]:	-delta G [kJ/molN]	Q [j/s]
15	0.952777778	350	333472.2222
20	1.333888889	350	466861.1111
25	2.096111111	350	733638.8889
30	2.667777778	350	933722.2222

Delta T [C] Bassängen
1.362622471
1.507678455
1.792790436
2.015356118

**RYAVERKET**

VSS = 0,7MLSS  
MLSS = 2 kg/ m<sup>3</sup>  
V = 50990\*0,6

ur litteraturen

Q = -DeltaG \* Nitri. Hast

Q = m\*cp\*Delta T

Temp	Nitri. Hast. [molN/s]:	-delta G [kJ/molN]	Q [j/s]
15	5.948833333	350	2082091.667
20	8.328366667	350	2914928.333
25	13.08743333	350	4580601.667
30	16.65673333	350	5829856.667

Delta T [C] bassängen
0.059298578
0.083018009
0.130456871
0.166036018





## BILAGA B.

Temp	Tillväxthastighetens tempberoende.	Slam Ider	Temp.Korr	Slam Ider	Temp.Korr	Slam Ider	Temp.Korr
5	0.375311099	3.5	1.3135888	4	1.501244	5	1.876555
10	0.612626394	3.5	2.1441924	4	2.450506	5	3.063132
12	0.745276491	3.5	2.6084677	4	2.981106	5	3.726382
15	1	3.5	3.5	4	4	5	5
17	1.216526905	3.5	4.2578442	4	4.866108	5	6.082635
20	1.63231622	3.5	5.7131068	4	6.529265	5	8.161581
22	1.9857566	3.5	6.9501481	4	7.943026	5	9.928783
25	2.664456242	3.5	9.3255968	4	10.65782	5	13.32228
27	3.241382706	3.5	11.344839	4	12.96553	5	16.20691
30	4.349235141	3.5	15.222323	4	17.39694	5	21.74618

Ryaverket:  
temp på 30 grader

Nykvarn:  
temp mellan 25 och 30

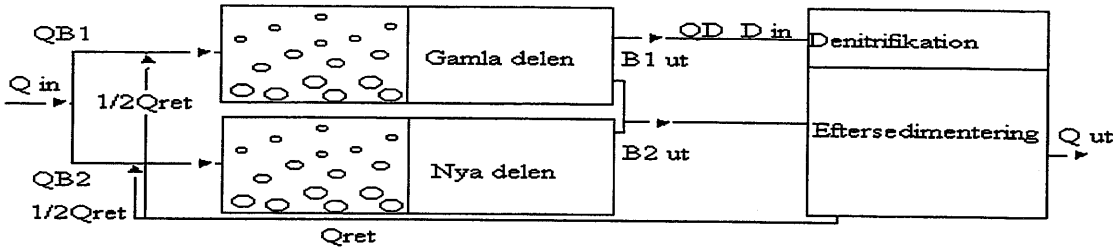


## BILAGA C.

### Nykvärn:

#### Fall 1

Beräkning av totala kvävehalten på utgående vatten från verket.



$$NH_4 - N$$

$$ut = \frac{(in \times QB1 + ut \times \frac{1}{2} Qret)}{(QB1 + \frac{1}{2} Qret)} - \frac{nitr . hastighet}{(QB1 + \frac{1}{2} Qret)} \times MLSS \times V \Rightarrow$$

(Nitr . hastighet fås ur ekv .3 och teoretiska värden )

$$ut = \left( \frac{(in \times QB1)}{(QB1 + \frac{1}{2} Qret)} - \frac{nitr . hastighet}{(QB1)} \times MLSS \times V \right) / \left( 1 - \frac{\frac{1}{2} Qret}{QB1 + \frac{1}{2} Qret} \right)$$

Värden för B2 fås på samma sätt , men med flöde QB2 istället för QB1.

$$(NH_4 - N)_{ut} = \frac{(B1_{ut} \times (QB1 + \frac{1}{2} Qret) + B2_{ut} \times (QB2 + \frac{1}{2} Qret))}{(Q + Qret)}$$

$$NO_3 - N$$

$$Dut = \frac{(in \times QB1 + Dut \times \frac{1}{2} Qret)}{(QB1 + \frac{1}{2} Qret)} + ökning - \frac{denitr . hastighet}{QD} \times V \Rightarrow$$

(Denitr . hastighet fås ur ekv .4)

$$Dut = \left( \frac{(in \times QB1)}{(QB1 + \frac{1}{2} Qret)} + ökning - \frac{denitr . hastighet}{QD} \times V \right) / \left( 1 - \frac{\frac{1}{2} Qret}{(QB1 + \frac{1}{2} Qret)} \right)$$

$$ökning = \frac{((NH_4 - N)_{in} \times QB1 + (NH_4 - N)_{ut} \times \frac{1}{2} Qret)}{(QB1 + \frac{1}{2} Qret)} - (NH_4 - N)_{ut}$$

$$B1_{ut} = \frac{(in \times QB1 + B1_{ut} \times \frac{1}{2} Qret)}{(QB1 + \frac{1}{2} Qret)} + ökning \Rightarrow$$

("Ökning" fås på samma sätt som vid beräkning av Dut)

$$B1_{ut} = \left( \frac{(in \times QB1)}{(QB1 + \frac{1}{2} Qret)} + ökning \right) / \left( 1 - \frac{\frac{1}{2} Qret}{(QB1 + \frac{1}{2} Qret)} \right)$$

Värden för B2 fås på samma sätt , men med flöde QB2 istället för QB1.

$$(NO_3 - N)_{ut} = \frac{(B1_{ut} \times (QB1 + \frac{1}{2} Qret - QD) + B2_{ut} \times (QB2 + \frac{1}{2} Qret) + Dut \times QD)}{(Q + Qret)}$$

$$N_{tot} = (NH_4 - N)_{ut} + (NO_3 - N)_{ut} + Organisktk väve$$

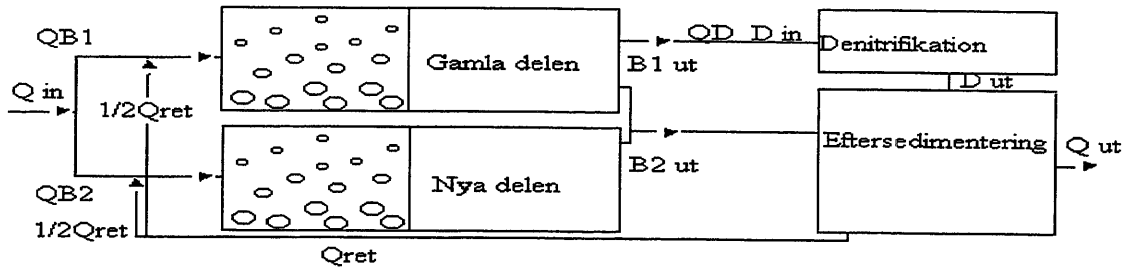
(Organisktk väve fås ur ekv .5)



Nykvarn:

Fall 2

Beräkning av volymen för denitrifikationsbassängen vid en totalkvävehalt ut ur verket på 10mg/l:



$NH_4 - N$

$$ut = \frac{(in \times QB1 + ut \times \frac{1}{2} Qret)}{(QB1 + \frac{1}{2} Qret)} - \frac{nitr. hastighet}{(QB1 + \frac{1}{2} Qret)} \times MLSS \times V \Rightarrow$$

(Nitr. hastighet fås ur ekv.3 och teoretiska värden)

$$ut = \left( \frac{(in \times QB1)}{(QB1 + \frac{1}{2} Qret)} - \frac{nitr. hastighet}{(QB1 + \frac{1}{2} Qret)} \times MLSS \times V \right) / \left( 1 - \frac{\frac{1}{2} Qret}{QB1 + \frac{1}{2} Qret} \right)$$

Värden för B2 fås på samma sätt, men med flöde QB2 istället för QB1.

$$(NH_4 - N)_{ut} = \frac{(B1_{ut} \times (QB1 + \frac{1}{2} Qret) + B2_{ut} \times (QB2 + \frac{1}{2} Qret))}{(Q + Qret)}$$

$NO_3 - N$

$$B1_{ut} = \frac{(in \times QB1 + B1_{ut} \times \frac{1}{2} Qret)}{(QB1 + \frac{1}{2} Qret)} + \text{ökning}$$

$$\text{ökning} = \frac{((NH_4 - N)_{in} \times QB1 + (NH_4 - N)_{ut} \times \frac{1}{2} Qret)}{(QB1 + \frac{1}{2} Qret)} - (NH_4 - N)_{ut} \Rightarrow$$

$$B1_{ut} = \left( \frac{(in \times QB1)}{(QB1 + \frac{1}{2} Qret)} + \text{ökning} \right) / \left( 1 - \frac{\frac{1}{2} Qret}{(QB1 + \frac{1}{2} Qret)} \right)$$

Värden för B2 fås på samma sätt, men med flöde QB2 istället för QB1.

$$D_{in} = \frac{(B1_{ut} \times (QB1 + \frac{1}{2} Qret - QD) + B2_{ut} \times (QB2 + \frac{1}{2} Qret))}{(Q + Qret)}$$

$$D_{in} = \left( \sum_k \frac{(B1_{ut} \times (QB1 + \frac{1}{2} Qret - QD) + B2_{ut} \times (QB2 + \frac{1}{2} Qret))}{(Q + Qret)} \right) / k$$

$$ut = \left( \sum_k 10 - (NH_4 - N)_{B1_{ut}} \times QB1 + (NH_4 - N)_{B2_{ut}} \times QB2 / Q - \text{organiskt väve} \right) / k$$

(Organiskt väve fås ur ekv.5)

$$\text{Volym} = (D_{in} - ut) \times \left( \sum_k Q \right) / k \times \text{denitr. hastighet} \times MLSS$$

(Denitr. hastighet fås ur ekv.4)

I beräkningar för Nykvarnverket har vissa förenklingar gjorts, det är inte alltid det utgående värdet från verket som har beräknats följa med returslammet. De riktiga värdena har dock sedan itererats fram och skillnaden har visats sig vara marginell.

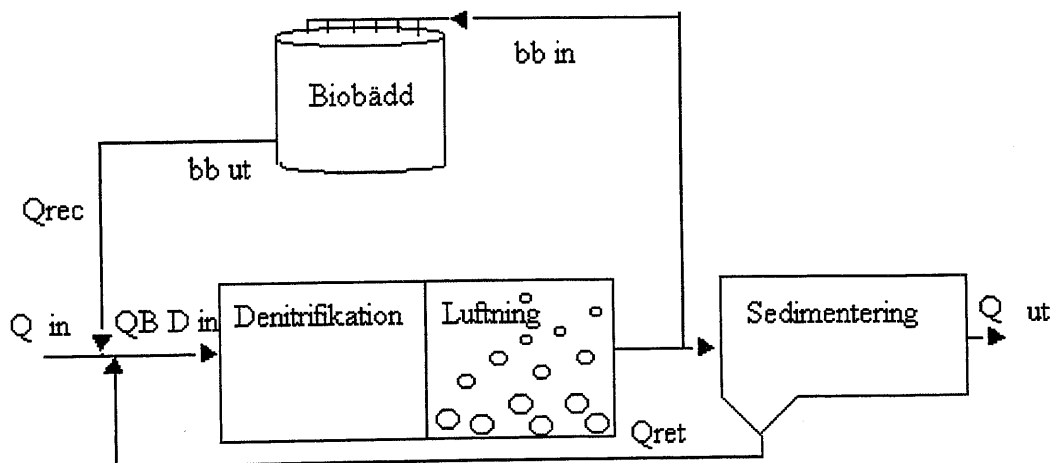


BILAGA D.

Ryaverket:

Fall 1:

Beräkningar av totalkvävehalten ut ur verket:



$NH_4 - N$

$ut = Din$

$$Din = (in \times Q + ut \times Q_{ret} + bbut \times Q_{rec}) / (Q + Q_{ret} + Q_{rec}) \quad (Q = Q_{ret} = Q_{rec})$$

$$bbut = ut - nitr.hastighet / Q \times V \times \frac{A}{V}$$

( $bbut$  är noll (utom vid 15 grader) pga fullständig nitrifikation. Nitr.hastighet fås ur ekv.7)

$$ut = in / 3 / (1 - 1/3)$$

$NO_3 - N$

$$ut = (in \times Q + ökn \times Q_{rec} + ut \times Q_{ret}) / (Q + Q_{ret} + Q_{rec}) - denitr.hastighet / Q_B \times MLSS \times V$$

( $Q = Q_{ret} = Q_{rec}$ . Denitr.hastighet fås ur ekv.9)

$in =$  försumbar

$$ökn = (NH_4 - N)ut - (NH_4 - N)bbut$$

$$ut = (((NH_4 - N)ut - (NH_4 - N)bbut) / 3 - denitr.hastighet / Q_B \times MLSS \times V) / (1 - 1/3)$$

$$N_{tot} = Organisktkväve + (NH_4 - N)ut + (NO_3 - N)ut + (NH_4 - N)bbut * Q_{rec} / (Q + Q_{ret} + Q_{rec}).$$

(Organiskt kväve fås ur ekv.10)

