

Effektivisering av kvävereningen på Svedala avloppsreningsverk



Hjalmar Larsson

Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik
Institutionen för kemiteknik, LTH
Examensarbete 2015

Effektivisering av kvävereningen på Svedala avloppsreningsverk

Av

Hjalmar Larsson

Examensarbete nummer: 2015-17

Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik
Institutionen för Kemiteknik
Lunds universitet
Juni 2015

Handledare: **Teknologie doktor Michael Cimbritz**
Biträdande handledare: **Lin Linde, Svedala kommun**
Examinator: **Docent Karin Jönsson**

Bild på framsida: Uppställning av hydrolysförsök. Foto av Hjalmar Larsson.

Adress
Box 124
221 00 Lund
Web address
www.vateknik.lth.se

Besöksadress
Getingevägen 60

Telefon
046-222 82 85
046-222 00 00
Fax
046-222 45 26

Förord

Rapporten som du nu läser är resultatet av mitt examensarbete, som också utgör slutet på min civilingenjörsutbildning inom väg och vatten med vattenresursinriktning på Lunds tekniska högskola, LTH. Examensarbetet utfördes vid Vattenförsörjnings- och avloppsteknik, institutionen för kemiteknik (LTH) och i samarbete med Svedala avloppsreningsverk.

Jag vill i första hand rikta ett enormt tack till min handledare Michael Cimbritz som varit en ovärderlig hjälp och stöd under hela examensarbetsprocessen och som frikostigt delat med sig av sin kunskap och sina erfarenheter. Även till min biträdande handledare Lin Linde som snabbt och outtröttligt svarat på alla mina möjliga och omöjliga frågor om avloppsreningsverket vill jag rikta ett stort tack.

Förutom dessa vill jag tacka mina exjobbskamrater i ”anaeroba kontoret” Nicolina Magnusson, Lina Falk och Jean Monhoval för alla goda skratt och för den trevliga stämning som har präglat den här tiden. Avslutningsvis vill jag tacka Gertrud Persson för hjälpen med VFA-analyserna, och all övrig personal på VA-teknik som på olika sätt bidragit till arbetet.

Abstract

The nitrogen effluent at Svedala wastewater treatment plant has under periods been high, and the municipality of Svedala therefore wanted to know what could be done to improve the nitrogen removal, so that the nitrogen effluent limit of 10 mg/l could be managed until 2030, when another 3000 persons are expected to be connected to the wastewater treatment plant. An investigation was therefore started in order to find limitations for the nitrogen removal, as well as solutions that would improve the nitrogen removal enough to manage the nitrogen effluent limit until 2030. The investigation was conducted by literature studies, calculations of nitrogen removal potentials, predictions of future flows and loads to the plant, calculation of the sedimentation capacities as well as through a denitrification test and a hydrolysis test.

The investigation indicated that the present nitrogen removal was about as good as it could be, but that there will insufficient bio volume in 2030 during winter. In order to improve the efficiency of the present volume it was suggested that the nitrate recirculation should be increased during summer and that the chemical sludge should no longer be recirculated to the bio volume. It was also suggested that the portion of incoming flows exceeding 400 m³/h should be bypassed in combination with an increased SS-concentration in the bio volume to 5 g/l during winter. These suggestions were deemed to be sufficient to manage the effluent limit until 2026 and with great certainty until 2030 as well.

During the investigation the municipality of Svedala also wanted to investigate the possibility to manage a future 0,1 mg/l limit on effluent phosphorus. This led to an idea about installing disc filters for removal of the chemical sludge since it would free a lot of volume that might be used as bio volume due to there not being any need for the final clarifiers anymore. The disc filter manufacturer Hydrotech was therefore contacted in order to see if it would be possible to manage the limit on phosphorus this way, since it had only been proven possible in pilot studies before. Hydrotech responded by suggesting a filter solution consisting of two disc filters that under certain prerequisites, concerning incoming SS-concentration and incoming phosphorus concentrations to the filters, would be able to handle the phosphorus limit. By using the information from the investigation concerning the nitrogen removal and doing another literature study concerning phosphorus it was possible to show that Hydrotech's prerequisites could be met.

The exact design of the system with disc filters could however not be decided as additional studies about the hydraulic properties have to be done. It could however be concluded that in order to be able to meet Hydrotech's prerequisites it would be necessary to bypass the portion of flows exceeding 400 m³/h past the bio volumes. Furthermore it was concluded that one of the final clarifiers has to be converted into an intermediate clarifier in order to minimize the risk of sludge clogging the filters. Depending on the placement of the filters up to 1200 m³ bio volume could be created with this solution, thereby securing the need for bio volume for a foreseeable future.

Sammanfattning

Kvävereningen på Svedala avloppsreningsverk har under perioder varit ansträngd och Svedala kommun frågade sig därför vad som kunde göras för att förbättra kvävereningen så att kvävereningskravet på 10 mg/l kväve klaras till 2030 då ytterligare 3000 personer förväntas vara anslutna. En utredning startades därför för att identifiera vad som begränsar kvävereningen samt lösningar för att förbättra kvävereningen så att kravet kan klaras av även 2030. Utredningen gjordes genom litteraturstudier, beräkning av kvävereningspotential, prognos av framtida flöden och belastningar, beräkning av sedimenteringskapacitet och genom ett denitrifikationsförsök samt ett hydrolysförsök.

Utredningen visade på att kvävereningen idag var i princip fullgod, men att det 2030 kommer att vara otillräcklig biovolym vintertid. För att möjliggöra ett bättre utnyttjande av den tillgängliga biovolymen föreslogs därför att öka nitratrecirkulationen sommartid och att avskilja kemslammet från biosteget. Vidare föreslogs också att införa förbiledning för den del av det inkommande flöde som är större än 400 m³/h kombinerat med höjd slamhalt till 5 g/l vintertid. Dessa förslag bedömdes göra det möjligt att klara kvävereningen till åtminstone 2026 och med stor sannolikhet ända fram till år 2030.

Under arbetets gång framkom också ett önskemål om att utreda möjligheten att klara av ett framtida 0,1 mg/l krav på fosforutsläpp. Detta mynnade ut i ett förslag om att införa skivfilter för att avskilja kemslammet då detta skulle frigöra stora volymer eftersom slutsedimenteringsvolymerna inte skulle behöva användas. Kontakt togs därför med företaget Hydrotech som tillverkar skivfilter för att se om kravet på 0,1 mg/l i utsläpp skulle kunna klaras även i fullskala, då det tidigare bara gjorts i pilotförsök. Hydrotech svarade genom att ta fram en skivfilterlösning bestående av två skivfilter som under vissa förutsättningar, gällande till filtren inkommande SS- och fosforkoncentrationer, skulle kunna klara av kravet. Genom att använda informationen från kväveutredningen och göra en litteraturstudie om fosforavskiljning gick det sedan att bevisa att Hydrotechs förutsättningar kunde uppfyllas.

Den exakta utformningen av skivfiltersystemet kunde dock inte bestämmas då ytterligare utredningar om skivfiltrens placering och de hydrauliska förutsättningarna behövs. Dock kunde konstateras att förbiledning för den överskjutande delen av flöden större än 400 m³/h förbi biosteget och sedimenteringen skulle vara nödvändigt. Vidare kunde också konstateras att en slutsedimenteringsvolym behöver göras om till mellansedimentering för att stärka upp sedimenteringskapaciteten så att slamflykt in till filtren inte uppstår. Beroende på placering av filtren så finns potential att skapa cirka 1200 m³ biovolym med denna lösning vilket skulle säkra verkets behov av biovolym för en överskådlig framtid.

Förkortningar

Bio-P	Biologisk fosforavskiljning
BOD	Biokemisk syreförbrukning
COD	Kemisk syreförbrukning
NH₄-N	Ammoniumkväve
NO₂-N	Nitritkväve
NO₃-N	Nitratkväve
PAO	Fosforackumulerande organismer
pe	Personekvivalent
SS	Suspenderat material
VSS	Del av SS som kan glödgas bort
TS	Torrsubstans
VS	Del av TS som kan glödgas bort
VFA	Flyktiga fettsyror

Innehållsförteckning

1	Bakgrund	1
1.1	Syfte	1
1.2	Avgränsningar.....	1
1.3	Metod	1
1.4	Läsanvisningar	2
2	Kväve- och fosforavskiljning	3
2.1	Kväveavskiljning	3
2.2	Fosforavskiljning	6
2.3	Hydrolys.....	6
3	Svedala avloppsreningsverk	9
3.1	Avloppsreningsverket-historik.....	9
3.2	Avloppsreningsverkets uppbyggnad.....	9
3.3	Belastningar och flöden	11
3.4	Slamproduktion.....	18
3.5	Reningsgrad	19
4	Sedimentering.....	21
5	Laboratorieförsök	27
5.1	Hydrolysförsök	27
5.2	Denitrifikationsförsök.....	28
5.3	Resultat och diskussion.....	30
6	Kvävereningspotential	43
6.1	Kvävereningspotentialen idag.....	43
6.2	Kvävereningspotential 2030	44
6.3	Tänkbara begränsningar idag.....	45
6.4	Vad begränsar kvävereningen 2030?	48
7	Åtgärder för förbättrad kväverening.....	51
7.1	Ökad nitratrecirkulation	51
7.2	Kemslamsavskiljning.....	51
7.3	Höjning av slamhalten vintertid.....	52
7.4	Tillförsel av internt producerad kolkälla	53
8	Skivfilter	55
8.1	Brytpunkter för bräddning	56
8.2	Inkommande fosfor till filtret	58
8.3	Inkommande susphalt till filtret.....	60
9	Rekommenderade åtgärder, åtgärdsprogram.....	63

9.1	Grundläggande åtgärder	63
9.2	Kväverening år 2030	64
9.3	Skivfilter.....	65
10	Slutsatser och framtida studier.....	67
10.1	Framtida studier	67
11	Referenser	69
	Bilaga 1 - Analysmetoder	
	Bilaga 2 - Kod för varaktighetsstudierna	
	Populärvetenskaplig sammanfattning	

1 Bakgrund

De senaste åren har kvävereningen på Svedala avloppsreningsverk varit hårt ansträngd och man har legat nära utsläppsgränsen på 10 mg/l totalkväve. Då antalet anslutna till avloppsreningsverket spås öka med ca 1500 personer fram till 2020 och ytterligare 1500 till år 2030 finns det en risk att utsläppsgränsen för totalkväve kan komma att överskridas i framtiden. För att undvika kostsamma ombyggnader av reningsverket ville därför Svedala kommun utreda vilka möjligheter som finns att effektivisera kvävereningen med enkla medel, vilket initierade det här examensarbetet. Under examensarbetets gång dök också frågan om ett skärpt fosforkrav ner till under 0,1 mg/l som kvartalsmedel upp på agendan, eftersom det inte är otroligt att ett skärpt krav på fosfor kommer under perioden. Därför utarbetades också ett förslag på hur det skärpta fosforkravet ska kunna mötas.

1.1 Syfte

Syftet med examensarbetet är att ta fram ett åtgärdsprogram för hur kvävereningen på Svedala avloppsreningsverk med enkla åtgärder ska kunna effektiviseras och förbättras så att kvävereningskravet på 10 mg/l totalkväve ut som årsmedel kan klaras av även 2030, motsvarande en ökning av belastningarna på verket med ca 3000 personekvivalenter. Åtgärdsprogrammet ska också innehålla ett förslag på hur ett skärpt fosforkrav från dagens 0,3 mg/l totalfosfor ner till 0,1 mg/l totalfosfor ska kunna hanteras i framtiden.

1.2 Avgränsningar

På grund av att utredningen av 0,1 mg/l kravet på fosfor lades till relativt sent har denna del inte kunnat detaljutredas i lika stor utsträckning. Både teoridelen om fosforavskiljning och själva förslaget med skivfilter för att uppnå fosforkravet är därför inte lika väl underbyggt eller utvecklat som förslaget med kvävereningen.

1.3 Metod

Genom att göra en litteraturstudie över kväve- och fosforavskiljning, samt utreda verkets uppbyggnad, sedimenteringskapacitet och dagens samt 2030 års inkommande flöden, belastningar och slamproduktion fås en god kännedom om verket och dess processer, vilket i kombination med ett denitrifikationsförsök och ett hydrolysförsök, vilkas metodik finns separat beskriven i kapitel 5, ger ännu mer information som kan användas som underlag för att ta fram åtgärdsförslag.

Utifrån informationen som fås fram genom litteraturstudien och försöken är det sedan möjligt att beräkna kvävereningspotentialen och jämföra den med den faktiska kvävereningen vilket ger information om vad som begränsar kvävereningen.

Förslag kan sedan tas fram på hur kvävereningen kan effektiviseras och ett urval av dessa förslag som går att kombinera med varandra och bedöms ha goda möjligheter att förbättra kvävereningen tas sedan upp i det slutgiltiga åtgärdsprogrammet.

Utredningen om det ökade fosforkravet grundar sig på en tanke om att det med skivfilter och kemisk fällning är möjligt att uppnå 0,1 mg/l i utgående fosforhalt. Kontakt kommer därför att tas med ett företag som tillverkar skivfilter, och med hjälp av deras dimensionering och en litteraturstudie kunna visa att kravet går att uppnå med hjälp av skivfilter.

1.4 Läsanvisningar

Arbetet kommer att inledas med en teoretisk beskrivning av kväve- och fosforavskiljning i kapitel 2 som även innehåller ett kort stycke om teorin bakom hydrolys.

I kapitel 3 beskrivs avloppreningsverkets historia, uppbyggnad, reningsgrad samt dagens och 2030 års prognosticerade flöden, belastningar och slamproduktion. Sedimenteringen och sedimenteringskapaciteten beskrivs därefter separat i kapitel 4 då sedimenteringskapaciteten är central för att kunna möta det framtida fosforkravet.

I kapitel 5 finns en beskrivning av denitrifikationsförsöket och hydrolysförsöket samt en resultat- och diskussionsdel knuten till dessa. Kapitel 6 avhandlar därefter kvävereningspotentialen idag och även den prognosticerade kvävereningspotentialen 2030, samt vad det är som begränsar kvävereningen. Förslag på hur kvävereningen ska kunna effektiviseras lyfts sedan fram i Kapitel 7.

Kapitel 8 om skivfilter syftar till att visa att det med hjälp av skivfilter är möjligt att klara 0,1 mg/l kravet för fosfor. I kapitel 9 vävs allt samman till två åtgärdsprogram för hur kvävereningen ska klaras till 2030 och hur ett ökat fosforkrav ska mötas. Kapitel 10 tar därefter upp de viktigaste slutsatserna och framtida studier. Referenserna tas sedan upp i kapitel 11 innan arbetet avslutas med bilagor.

2 Kväve- och fosforavskiljning

Kapitlet beskriver den grundläggande teorin bakom kväve- och fosforavskiljning samt hydrolys. I princip baseras all angiven fakta på Lidström (2012), Gillberg *et al.* (2003) och Hammer & Hammer (2014).

2.1 Kväveavskiljning

Inkommande kväve till ett avloppsreningsverk förekommer både som organiskt bundet och oorganiskt kväve. Det organiskt bundna kvävet är från början löst kväve som har tagits upp av celler då kvävet används som byggsten, så kallad assimilation, vilket gör att det enkelt kan avskiljas genom överskottslammet. Ofta talas det om ett teoretiskt förhållande på 100:5:1 mellan (BOD₅:kväve:fosfor) för att bygga upp cellerna i en aktivslamprocess. Vilket i teorin innebär att det för varje 100 kg BOD₅ som kommer in assimileras 5 kg kväve, men i praktiken ligger den assimilerade mängden ofta på ca 7-10 % av TS i ett biologiskt slam enligt Gillberg *et al.* (2003).

Det oorganiska kvävet, som utgörs av nitrit (NO₂⁻), nitrat (NO₃⁻) och ammonium (NH₄⁺), är till största delen löst i vattnet och måste avlägsnas genom biologiska processer. I ett avloppsreningsverk som likt Svedalas bygger på aktivt slamprocessen sker den biologiska kväveavskiljningen genom att avloppsvattnet förs igenom olika zoner som antingen är aeroba eller anoxiska. I Svedalas fall är det de första zonerna som är anoxiska och de sista aeroba, en processlösning som kallas för att verket drivs med fördenitrifikation. Anledningen till detta namn är att det i de anaeroba zonerna trivs bakteriegrupper som kallas för denitrifierare. Denitrifierare har egenskapen att de kan använda syret från nitrat och nitrit för att tillgodogöra sig kolkällor i avloppsvattnet och därigenom bilda kvävgas (N₂) vilket gör att kvävet på så vis lämnar vattnet. Enligt Jansen (2012) krävs ca 4,5 gram BOD₇ i det inkommande vattnet för varje gram kväve som ska denitrifieras. Medan det vid tillsats av extern kolkälla eller av internt producerad kolkälla (se kapitel 2.3 Hydrolys) krävs motsvarande 3-6 gram COD för att denitrifiera ett gram nitratkväve. Själva processen kan kemiskt beskrivas enligt ekvation 1 (Gillberg *et al.*, 2003).

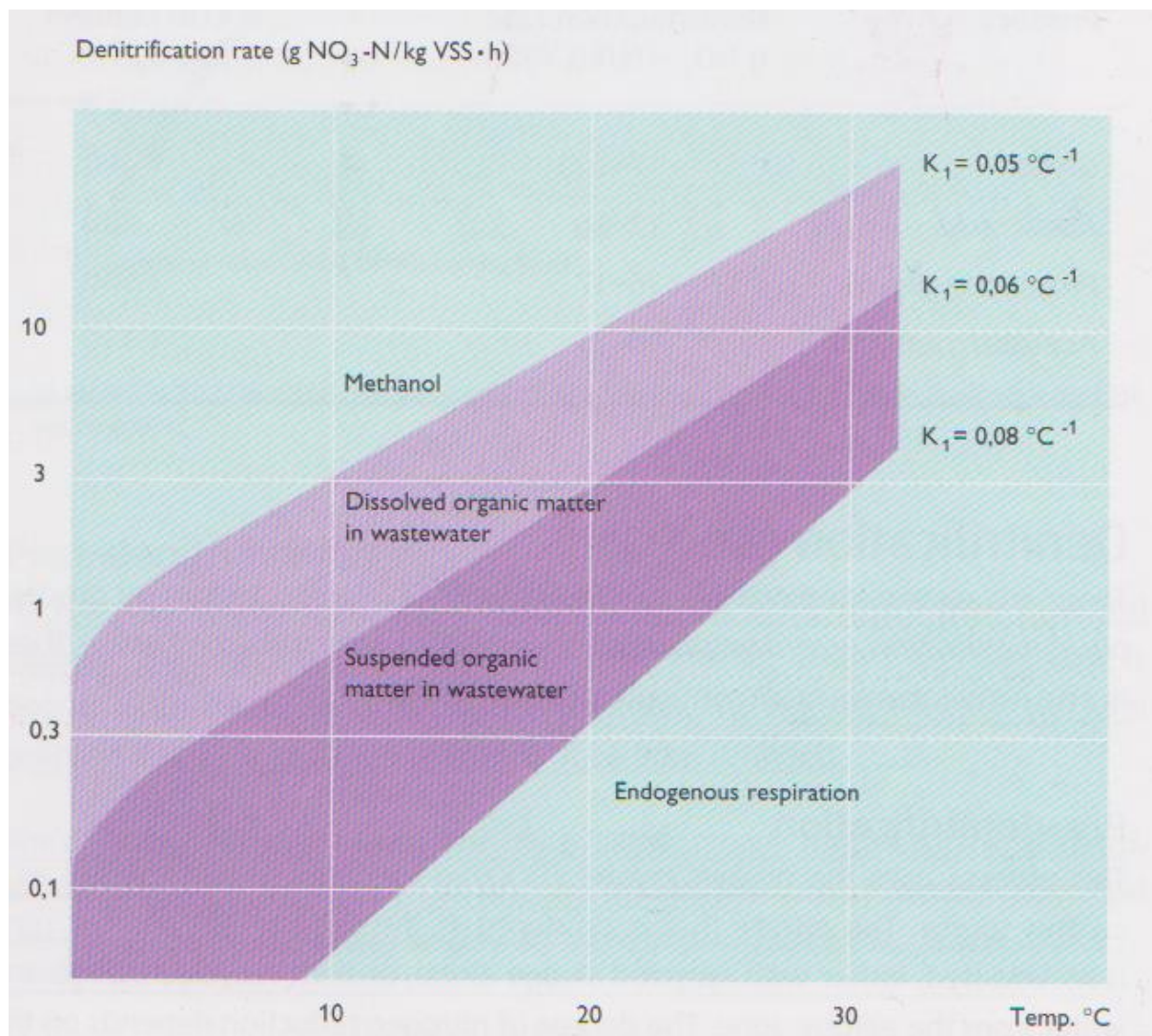


Dock finns flera mellansteg varav bildandet av nitrit är ett sådant steg. Eftersom denitrifikationsbakterierna i första hand använder löst syre i vattnet måste processen därför vara strikt syrefri, då ackumulering av giftig nitrit annars är möjlig. Den anaeroba volymen som behövs för fullständig denitrifikation kan beräknas genom ekvation 2.

$$Vol_{Denit} = \frac{N_{Denit}}{MLVSS \cdot \text{specifik hastighet}} \quad (2)$$

Där Vol_{Denit} är nödvändig denitrifikationsvolym (m³), N_{Denit} är mängden nitratkväve som måste denitrifieras (kg/d), MLVSS är VSS-halten i denitrifikationsbassängen (kg/m³) och specifik hastighet är denitrifikationshastigheten (kg NO₃-N/kg MLVSS·d). Denitrifikationshastigheten beror dels på temperaturen, likt de flesta biologiska processer, men framförallt på vilken typ av kolkälla som finns tillgänglig och huruvida denitrifikationsbakterierna har hunnit anpassa sig

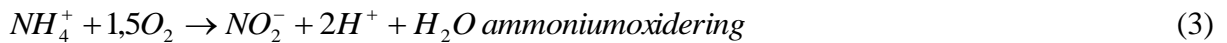
till kolkällan eller inte. Figur 2.1 nedan visar olika denitrifikationshastigheter för olika temperaturer och kolkällor.



Figur 2.1. Denitrifikationshastigheter för olika kolkällor och temperaturer enligt Gillberg et al. (2003). Publicerad med tillstånd.

Det finns alltså ett mycket stort spann på denitrifikationshastigheten även för samma typ av kolkälla, vilket gör att det inte går att exakt bestämma vilken denitrifikationshastighet som kommer att fås för en viss typ av slam. Denitrifikationshastigheten går dock att testa vilket också gjorts på returslam från Svedala avloppsreningsverk. Detta försök finns beskrivet i kapitel 5.2 och 5.3.3, och visade att det med internt producerad löst kolkälla gick att uppnå en denitrifikationshastighet på 1,7 mg NO_x-N/g VSS·h vid temperaturen 10 grader.

Denitrifikation innebär alltså inte att ammonium omvandlas, utan detta sker senare i de aeroba zonerna. I de aeroba zonerna trivs två olika bakteriegrupper, som genom en process kallad nitrifikation omvandlar ammonium (NH₄⁺) till nitrit (NO₂⁻) och sedan vidare till nitrat (NO₃⁻). Omvandlingen från ammonium till nitrit görs av så kallade ammoniumoxidanter medan omvandlingen från nitrit till nitrat görs av nitritoxidanter (Lidström, 2012). Båda bakteriegrupperna kräver löst syre för att kunna utföra omvandlingen och processen kan beskrivas kemiskt enligt ekvation 3 och ekvation 4 nedan (Lidström, 2012):

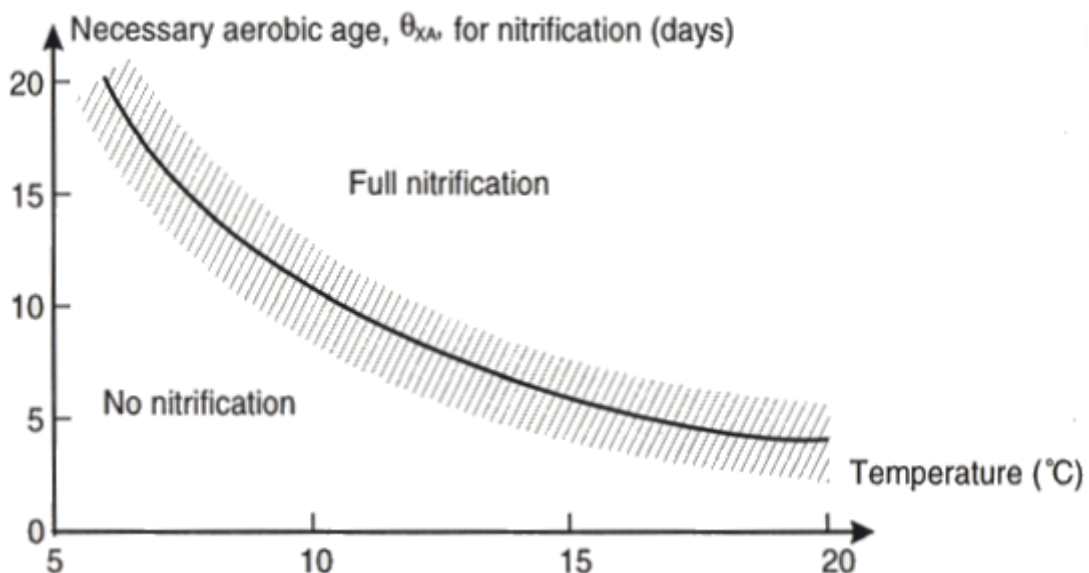


Nitrifikation innebär alltså inte att något kväve lämnar avloppsvattnet utan resulterar enbart i en omvandling till nitrit och nitrat. Därför måste verk som drivs med fördenitrifikation ha pumpar som pumpar tillbaka vatten från de aeroba zonerna, så att den bildade nitriten och nitraten kan omvandlas till kvävgas och därmed lämna vattnet. Fördelen med fördenitrifikation är dock att kolkälla från det inkommande vattnet kan utnyttjas, vilket inte är fallet med system med enbart efterdenitrifikation där den inkommande kolkällan luftas bort i de inledande aeroba zonerna.

Den nödvändiga aeroba volymen för att få fullständig nitrifikation kan uttryckas enligt ekvation 5.

$$Vol_{nit} = \frac{\text{Aerob slamålder} \cdot \text{Slamproduktion}}{MLSS} \quad (5)$$

Där Vol_{Nit} är behövd nitrifikationsvolym i m^3 , aerob slamålder är den genomsnittliga tiden som en slampartikel befinner sig i de luftade zonerna i dagar, slamproduktionen är den totala slamproduktionen i kg/d och MLSS (Mixed liquor suspended solids) är slamhalten i biosteget mätt i kg/m^3 . Anledningen till att den aeroba slamåldern är så viktig är att nitrifierare har en mycket långsam tillväxt, vilket i kombination med ett starkt temperaturberoende på nitrifikationshastigheten innebär att den aeroba slamåldern är mycket viktig. I Figur 2.2 nedan kan den för fullständig nitrifikation nödvändiga aeroba slamåldern för olika temperaturer enligt Henze *et al.* (1997) ses.



Figur 2.2. Nödvändig aerob slamålder för fullständig nitrifikation för olika temperaturer enligt Henze *et al.* (1997). Publicerad med tillstånd.

2.2 Fosforavskiljning

I likhet med kväve så förekommer inkommande fosfor också som organiskt bundet och oorganiskt löst fosfor. Den organiskt bundna fosfor är assimilerad fosfor enligt samma princip som med kvävet och avskiljs precis som organiskt bundet kväve tillsammans med överskottslammet. Enligt Gillberg *et al.* (2003) ligger mängden assimilerad fosfor någonstans runt 1-3 % av TS i ett aktivt slam medan Hammer & Hammer (2014) menar att det typiskt ligger runt 2 %. Återstoden av fosfor, den lösta delen, utgörs till största delen av så kallat ortofosfat (PO_4^{3-}). Denna del kan avlägsnas på två olika sätt, antingen genom så kallad kemisk fällning eller via en biologisk process som kallas bio-P.

Kemisk fällning sker genom att olika järnsalter såsom järnklorid och aluminiumklorid tillsätts till avloppsvattnet där järnsaltet bildar flockar som binder lösta ämnen såsom ortofosfat. Flockarna kan sedan avskiljas genom sedimentering på samma sätt som det vanliga slammet eller via sand- eller skivfilter. Den kemiska fällningen kan ske i princip varsomhelst i processen och det finns för och nackdelar med alla sätt. För avloppsreningsverk med biologisk rening finns det dock tre huvudtyper av kemisk fällning vilka är förfällning, simultanfällning och efterfällning. Vid förfällning fälls och avskiljs kemikalierna och kemslammet innan biosteget, vid simultanfällning fälls kemikalierna direkt i biosteget och kemslammet blandas med bioslammet, medan det vid efterfällning fälls på det ur mellansedimenteringen utgående vattnet (Gillberg *et al.*, 2003).

Alternativet till kemisk fällning, bio-P, är som namnet antyder en biologisk process som innebär att gynnsamma förhållanden skapas för specifika typer av bakterier, så kallad PAO- ”phosphate accumulating organisms” (Tykesson, 2005). Dessa bakterier har, grovt förenklat, möjlighet att ta upp extra stora mängder fosfat under aeroba förhållanden, fosfat som de sedan delvis släpper under upptag av en högkvalitativ kolkälla under anaeroba förhållanden (Tykesson, 2005). Genom att som i ett fördenitrifikationsystem ha de aeroba zonerna sist går det därmed att avskilja extra mycket fosfor genom överskottsslammet. För att bio-P processen ska fungera väl krävs dock att det inte finns någon konkurrens om kolkälla mellan PAO och till exempel denitrifierare, varför själva fosforsläppet måste ske i en anaerob volym (Tykesson, 2005). Svedala avloppsreningsverk är redan förberett för detta eftersom den första zonen i varje biolinje kan göras anaerob och det torde därmed finnas möjlighet att införa processen på verket, förutsatt att kolkälla finns i tillräcklig mängd.

2.3 Hydrolysis

Om slam uppehålls under syrefria förhållanden så bryts det biologiska materialet ner (hydrolyserar) och bildar löst COD av vilken en del utgörs av så kallat VFA (flyktiga fettsyror). Både löst COD och VFA kan med fördel användas som kolkälla för denitrifikation och VFA är även särskilt lämpat för bio-P som kräver högkvalitativa kolkällor. Mängden löst COD och VFA som bildas i slammet är i första hand beroende på mängden VSS och temperatur på slammet, men ett antal andra parametrar påverkar också. I hydrolysförsök utförda av Jönsson & Jansen (2006) visade sig typen av slam som hydrolyserades ha stor betydelse där returslam från ett verk utan försedimentering, likt Svedala, hade betydligt högre hydrolyshastighet än de andra verken i studien. Detta visade sig stämma för Svedala, då hydrolysförsöket som finns beskrivet i kapitel 5.1 och 5.3.2 visade på en exceptionellt hög hydrolyshastighet på ca 1,25 mg COD/g VSS·h vid 10 grader. Att jämföra med Jönsson & Jansens (2006) exempel som bara hade en initial hydrolyshastighet på ca 0,64 mg COD/g VSS·h vid 10 grader.

Hydrolys äger alltså rum spontant i alla anoxiska/anaeroba volymer, men det går givetvis också att medvetet använda hydrolys för att producera lättillgänglig kolkälla för denitrifikation och/eller bio-P. På verk med försedimentering kan till exempel primärslammet utnyttjas för hydrolys genom att en pump placerad i slamfickan på försedimenteringen lyfter upp slammet och där det inkommande vattnet tvättar ur den lösta COD, så att det förs med till biosteget (Jönsson *et al.*, 2006). För verk utan försedimentering kan organiserad hydrolys ske genom att leda delar eller hela returslamsflödet genom en extern volym och därmed förlänga uppehållstiden för returslammet. I Danmark är detta relativt vanligt för att producera kolkälla för bio-P och år 2009 användes någon form av returslamshydrolys i över 40 anläggningar för detta ändamål i Danmark enligt Petersen *et al.* (2009).

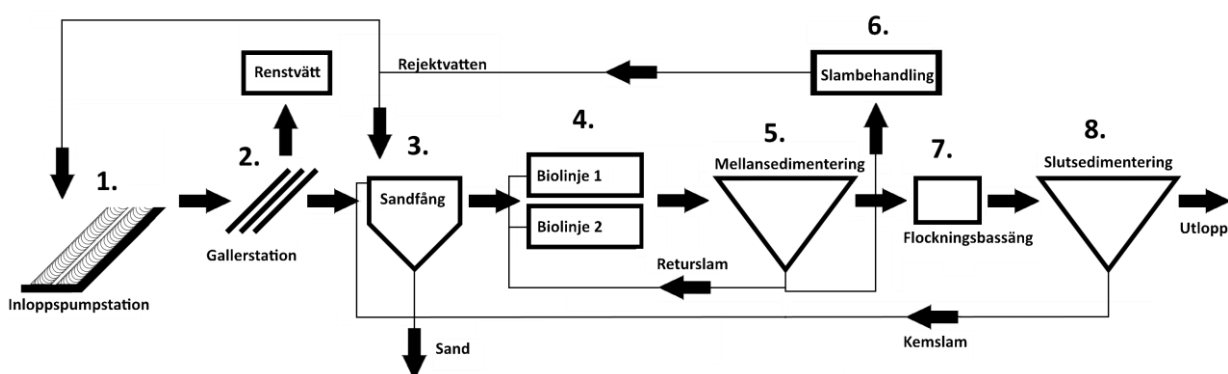
3 Svedala avloppsreningsverk

3.1 Avloppsreningsverket-historik

Svedala avloppsreningsverk är beläget i den södra delen av Svedala tätort och är byggt 1974 samt ombyggt 1996 för kväverening (Svedala kommun, 2014a) Verket tar idag emot avloppsvatten från Svedala tätort samt från småorterna Nötesjö, Börringe, Östra Svenstorp, Holmeja, Sjödiken, Bjeret, Krågeholm, Aggarp, Norrskog, Sturup och Sturup Airport (Cimbritz, 2014). Enligt Svedala kommun (2014a) är ca 12000 personer anslutna till verket (exklusive industrier och Sturup Airport). Och fram till 2020 beräknas ytterligare 1500 personer att anslutas och ytterligare 1500 mellan 2020-2030 beroende på att landsbygden håller på att kopplas på nätet samt att nya bostadsområden kommer till (Linde, 2015).

3.2 Avloppsreningsverkets uppbyggnad

I Figur 3.1 nedan visas en schematisk bild över de olika processteg som utgör reningen på Svedala avloppsreningsverk. Till varje processteg i bilden hör ett nummer vilket är en hänvisning till numret i stycket nedanför som beskriver processteget.



Figur 3.1. Processchema över Svedala avloppsreningsverk.

Uppgifterna nedan är baserade på de driftsinstruktioner som finns på avloppsreningsverket enligt Svedala kommun (2001). Viss föråldrad data har kompletterats med korrekt information från Linde (2015).

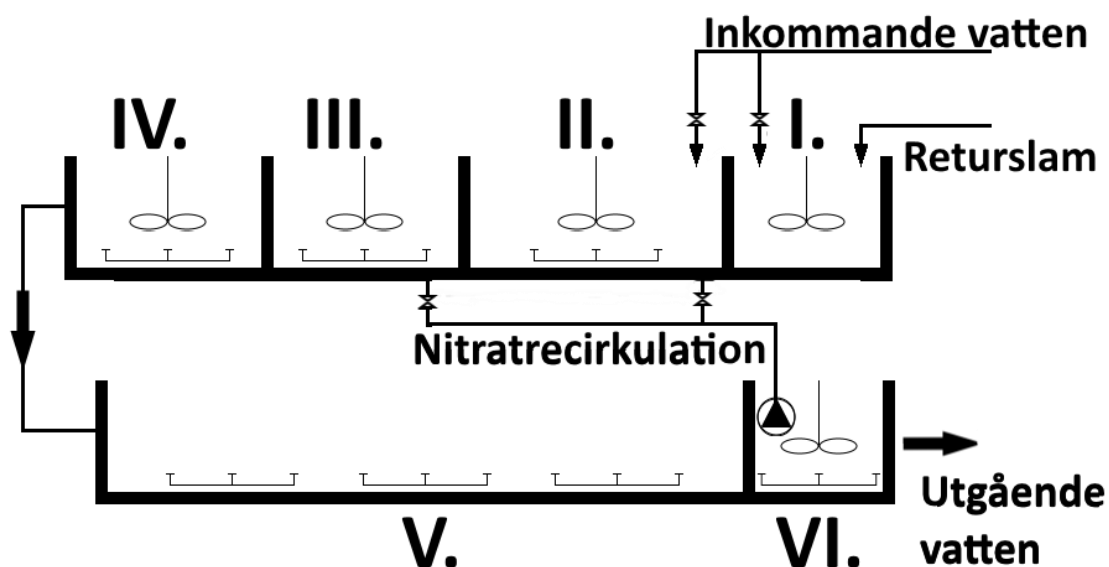
1) Avloppsvattnet som kommer till Svedala ARV pumpas upp från en inloppsstation (1) via 2 skruppumpar till en rengallerstation. Skruppumparna har en kapacitet på vardera 960 m³/h (totalt 1920 m³/h). Normalt är enbart en av pumparna igång, men vid extremt höga flöden kan båda drivas samtidigt.

2) I rengallerstationen (2) avskiljs partiklar som är större än 3 mm från avloppsvattnet. Detta för att minska slitaget på efterföljande pumpar och övrig utrustning samt för att få bort mycket av det icke organiska materialet från avloppsvattnet. Det bortrensade materialet tvättas för att få bort lösligt organiskt material. Vattnet pressas sedan ut ur rensat och rensat sönderdelas sedan så att det uppnår en Ts-halt på 40 %, varpå det kan deponeras som vanligt hushållsavfall.

3) Efter att de större partiklarna avskilts i rengalleret kvarstår fortfarande stora mängder mindre icke-organiska partiklar såsom sand, plastbitar och liknande som inte kan brytas ner i den följande biologiska reningen. Avloppsvattnet leds därför till ett så kallat sandfång (3) där dessa

tyngre partiklar avskiljs genom sedimentering. Bredvid sandfånget finns också en slamvattenpumpstation som pumpar kemslam och rejektvatten från slamförtjockarna till sandfånget.

4) När sandfånget har passerats leds vattnet in till det biologiska reningssteget (4), vilket på Svedala avloppsreningsverk bygger på aktivslamprocessen med fördenitrifikation. Det biologiska reningssteget består av två separata men identiska biolinjer som kan köras oberoende av varandra. Varje biolinje består i sin tur av två bassänger vilka är indelade i totalt 6 olika zoner. Eftersom verket drivs med fördenitrifikation så är den första zonen alltid oluftad och den näst sista zonen (zon 5) alltid luftad. Den allra sista zonen (zon 6) drivs alltid oluftad som en så kallad avluftningszon för att undvika att nitratrecirkulationen för med sig syre till denitrifikationszonerna. Nitratrecirkulationen består av en pump per linje med kapacitet att vardera pumpa tillbaka 400 m³/h från zon 6 till antingen zon 2 eller zon 3. I praktiken innebär detta att zon 2 alltid drivs oluftad, även om zon 2 liksom de mittersta zonerna, 3 och 4, kan köras som både oluftade eller luftade beroende på årstid, flöde och belastning. Varje bassäng har en total volym på 1232 m³ fördelat på zonerna enligt följande: zon 1=117 m³, zon 2=203 m³, zon 3=148 m³, zon 4=148 m³, zon 5=513 m³ och zon 6=103 m³, vilket innebär en total volym för båda linjerna på 2464 m³. I dagsläget leds allt vatten in i zon 2, men vattnet kan också ledas in direkt till zon 1. En schematisk bild över zonindelningarna och en biolinjes uppbyggnad kan ses i Figur 3.2 nedan (zonerna 1-6 har i figuren beteckningen I-VI).



Figur 3.2. Schematisk skiss över en biolinje.

5) Avloppsvattnet som passerat den biologiska reningen kommer därefter till mellansedimenteringen (5) där slammet avskiljs. Större delen av det avskilda slammet återförs till zon 1, men en del av slammet tas ut som överskott och förs till ett slamlager för vidare behandling. Andelen slam som går som överskott styrs av vilken slamhalt som önskas i biosteget och sker via automatisk styrning. Typiskt varierar slamhalten mellan 3,5-4,5 g/l beroende på belastning och årstid.

6) Det slam som tagits ut som överskottsslam och förts till ett av verkets 2 slamlager behandlas därefter i någon av de 3 slamförtjockarna där slammet förtjockas. Slamförtjockningen tar ca ett

dygn och slammet centrifugeras sedan i en centrifug och förs därefter till en slamlada där det förvaras i väntan på att deponeras. Rejektvattnet som bildas i centrifugen återförs till inloppspumpstationen medan rejektvattnet från slamförtjockarna leds till slamvattenpumpstationen där det pumpas till sandfånget.

7) Svedalas avloppsreningsverk har i dagsläget ingen eller väldigt liten biologisk fosforavskiljning utan större delen av den icke assimilerade fosfor tas bort genom efterfällning med järnklorid (PIX 111). Fällningen görs i en flockningsbassäng (7) om 80 m³ och doseringen ligger i dagsläget på 72 g/m³ avloppsvatten.

8) Flockarna som bildas i flockningsbassängen avskiljs därefter i de tre slutsedimenteringsbassängerna (3·605 m³) (8) som ligger parallellt med varandra. Slammet som avskiljs leds tillbaka till slamvattenpumpstationen och pumpas sedan till sandfånget, vilket innebär att kemsammet därmed utgör en del av slammet i biosteget. Slutsedimenteringen utgör det allra sista steget i reningen på Svedala avloppsreningsverk och det behandlade vattnet leds efter sedimenteringen ut till recipienten Sege å.

3.3 Belastningar och flöden

3.3.1 Belastningar och flöden idag

Eftersom antalet invånare och verksamheter anslutna till verket hela tiden varierar samt att också vattenanvändningen hör ihop med olika trender är det svårt att få en helt rättvisande bild av dagens flöde och belastningar. Å ena sidan behövs ganska färsk data för att få med trender, men å andra sidan så behövs också en tillräckligt stor mängd data för att förhindra att enskilda händelser påverkar resultatet. För att på något sätt försöka uppfylla båda dessa kriterier så används därför data från både 2013 och 2014 vid beräkning av inkommande belastningar och flöden 2015. De angivna medelvärdena för 2015 är alltså beräknade medel för perioden 2013-2014 utifrån värden på inkommande vatten från miljörapport 2013 och 2014 enligt Svedala kommun (2014a; 2015a). På samma sätt är angivna minimum- och maximumvärden de lägsta respektive högsta inmätta på inkommande vatten under perioden 2013-2014. I Tabell 3.1-Tabell 3.3 nedan finns medel-, minimum- och maximumflöden, temperaturer och belastningarna angivna.

Tabell 3.1. Beräknat medel-, maximum- och minimumflöde för 2015.

Flöde	(m ³ /d)
Medel	2973
Maximum	11790
Minimum	1611

Tabell 3.2. Beräknad medel-, maximum- och minimumtemperatur på inkommande vatten 2015.

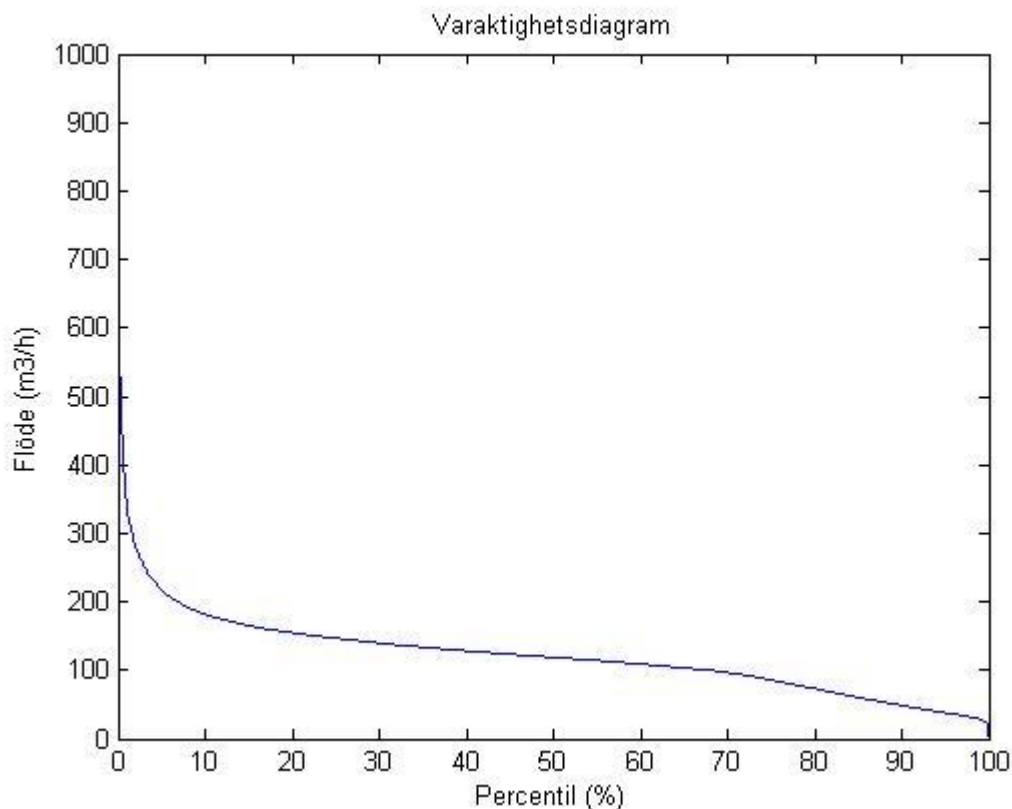
Temperatur	(°C)
Medel	13,6
Maximum	17,7
Minimum	8,3

Tabell 3.3. Beräknade medel-, minimum- och maximumbelastningar samt medelkoncentrationer av BOD₇, totalkväve, totalfosfor och COD på inkommande vatten 2015.

Belastning	Medel (kg/d)	Medelkoncentration (mg/l)	Minimum (kg/d)	Maximum (kg/d)
BOD ₇	788	255	430	1295
Totalkväve	160	52	112	250
Totalfosfor	23,5	7,6	13	47
COD	1814	585	770	3070

Timflöde

Förutom medelflödet kan det vara minst lika intressant att känna till det maximala flödet in till verket, framförallt avseende sedimenteringen vars effektivitet i högsta grad är beroende av flödet. Därför har en varaktighetsstudie gjorts vars resultat presenteras nedan (se Figur 3.3 och Tabell 3.4). Varaktighetsstudien omfattar alla de uppmätta timflödena från Svedala kommun (2015d) för perioden 2013-2014, totalt 17 520 timmar, och antas motsvara 2015 års flödesfördelning. Varaktighetsstudien har gjorts i matlab och en kopia av koden finns i bilaga 2.



Figur 3.3. Varaktighetsdiagram baserat på alla uppmätta timflöden in till verket under perioden 2013-2014.

Tabell 3.4. Hur många procent av tiden och antalet timmar per år ett visst flöde överskrids baserat på alla uppmätta timflöden in till verket under perioden 2013-2014.

Flöde större än: (m ³ /h)	Percentil (%)	Timmar per år (h)	Överskjutande flödens andel av det årliga totala flödet (%)
700	0,1	8	0,1
600	0,2	13	0,2
500	0,3	25	0,3
400	0,6	56	0,7
300	1,6	140	1,5
200	7,0	613	4,3
100	69,0	5957	27,8

3.3.2 Belastningar 2030

Ökar antalet anslutna till verket med 3000 personer till totalt 15 000 anslutna så innebär det en ökning av antalet anslutna med ca 25 %. Det borde därmed vara rimligt att det genomsnittliga inkommande BOD₇, totalkväve, totalfosfor och COD som ett första överslag ökar med motsvarande mängd (se Tabell 3.5).

Tabell 3.5. Beräknade medelbelastningar av BOD₇, totalkväve, totalfosfor och COD på inkommande vatten 2030 baserat på en 25 % ökning av belastningarna. I tabellen finns även referensvärden för 2015.

Belastning	Medel 2030 (kg/d)	Medel 2015 (kg/d)
BOD ₇	985	788
Totalkväve	200	160
Totalfosfor	29,4	23,5
COD	2268	1814

Enligt Lidström (2012) så innehåller ett genomsnittligt svenskt avloppsvatten följande föroreningsmängder per person och dag (se Tabell 3.6). Antas att ökningen motsvarar dessa värden fås medelvärdena som anges till höger om Lidströms (2012) schablonvärden i Tabell 3.6.

Tabell 3.6. Beräknade medelbelastningar av BOD₇, totalkväve, totalfosfor och COD på inkommande vatten 2030 baserat på en ökning från 2015 med schablonvärden från Lidström (2012).

Belastning	Produktion (g/(p·d))	Medel 2030 (kg/d)
BOD₇	Ca 70	1000
Tot-kväve	10-14	190-202
Tot-fosfor	2-3,5	29,5-34
COD	120-180	2174-2354

Överslagsräkningen överensstämmer alltså ganska bra med Lidströms (2012) värden. Prognosticerade inkommande belastningar 2030 kan därför approximeras genom att beräkna medelvärdet av överslagsräkningen och beräknad belastning utifrån Lidström (2012). Medelbelastningarna för 2030 kan sammanfattas i Tabell 3.7 nedan.

Tabell 3.7. Beräknade medelbelastningar av BOD₇, totalkväve, totalfosfor och COD på inkommande vatten 2030 baserat på ett medel av en 25 % ökning av belastningarna från 2015 och en schablonökning från 2015 enligt Lidströms (2012) värden.

Belastning	Medel 2030 (kg/d)
BOD₇	993
Totalkväve	198
Totalfosfor	30,6
COD	2266

3.3.3 Flöden 2030

Enligt Lidström, (2012) så är det genomsnittliga avloppsvattenflödet per person i Sverige ca 180 l/d, vilket innebär att medelflödet borde öka med ca 540 m³/d fram till 2030 med den prognosticerade ökningen av 3000 anslutna personer. Detta tar dock inte hänsyn till att delar av flödet in till verket utgörs av så kallat ovidkommande vatten. Ovidkommande vatten är som namnet antyder vatten som egentligen inte utgör avloppsvatten i egentlig bemärkelse. Detta innebär i praktiken regn- och grundvatten som tar sig in i ledningsnätet via inläckage, kombinerade system och dagvatten som felaktigt kopplats till avloppsledningsnätet. I Tabell 3.8 nedan redovisas de av Svedala kommun (2015a) beräknade mängderna ovidkommande vatten som procent av respektive års totalflöde.

Tabell 3.8. Ovidkommande vatten som procent av totalflöde för åren 2008-2014 beräknade av Svedala kommun (2015a).

År	Ovidkommande vatten i % av totalflödet
2015	29 (beräknat medel av 2014 och 2013)
2014	37
2013	21
2012	19
2011	33
2010	28
2009	18
2008	26
Medel 2008-2014	26

Variationen är alltså ganska kraftig från år till år vad gäller mängden ovidkommande vatten in till avloppsreningsverket, vilket gör det svårt att räkna in denna del i den framtida ökningen. Antas att ovidkommande vatten utgör en lika stor del av det totala flödet 2030 som 2015, det vill säga 29 %, skulle ökningen bli ca 700 m³/d. En så stor ökning av medelflödet till år 2030 är emellertid ganska otrolig eftersom nylagda ledningar är i bättre skick och därmed läcker mindre, samt att det borde ske en viss förtätning och att det därmed går fler anslutna per meter ledning. Å andra finns förstås också risken att det övriga ledningsnätet förfaller samtidigt som de nya ledningarna läggs ner, men det borde dock ligga ett intresse i att hålla ledningsnätet i gott skick. Med dessa faktorer sammanvägda borde en ökning från dagens 2973 m³/d upp till 3600 m³/d kunna vara en ganska god uppskattning av det framtida medelflödet. Då de framtida belastningarna redan beräknats kan också medelkoncentrationerna beräknas vilka finns angivna i Tabell 3.9 nedan.

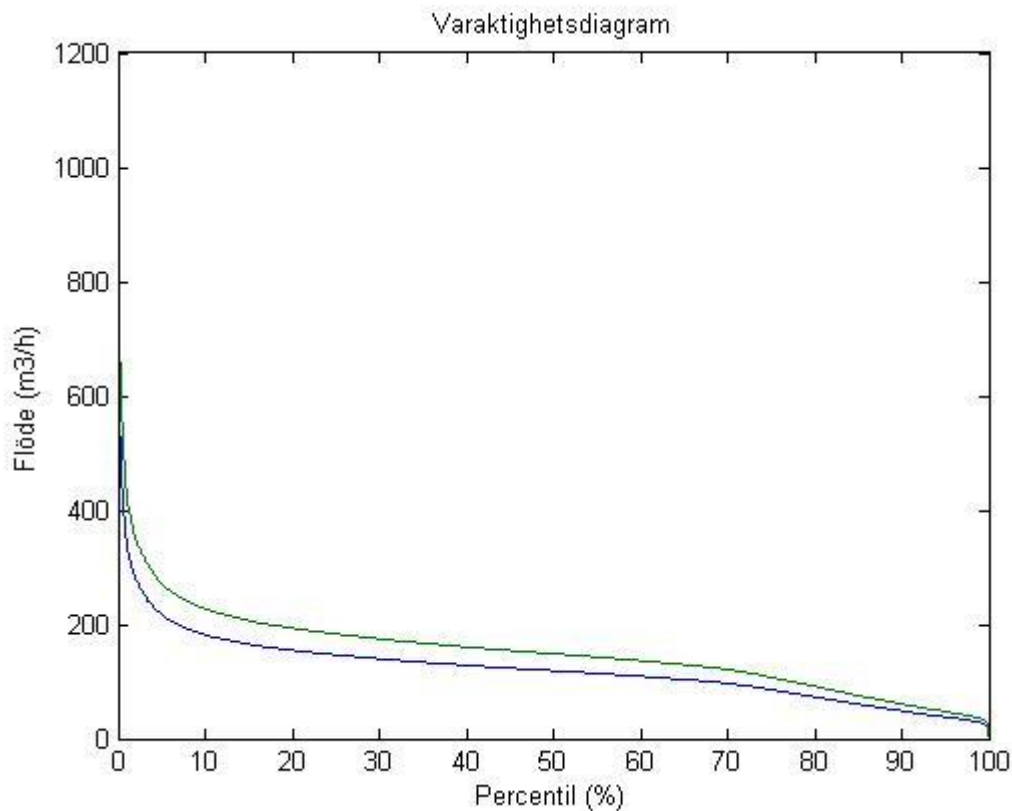
Tabell 3.9. Beräknade medelkoncentrationer år 2030.

Belastning	Medelkoncentrationer (mg/l)
BOD ₇	276
Totalkväve	55
Totalfosfor	8,5
COD	630

Maximum- och minimumvärden 2030

På grund av den stora osäkerheten avseende ledningsnätets framtida skick och längd är det mycket svårt att uppskatta ett maximalt flöde. Av denna anledning är det förmodligen bättre att

ange ett intervall för en tänkbar flödesfördelning. Antas att den tidigare framtagna flödesfördelningen är bästa tänkbara scenario och att ett värsta scenario kan motsvara att timflödena 2013-2014 ökas med 25 %, det vill säga motsvarande ökningen av antalet anslutna, så fås ett intervall i vilken den sanna fördelningen kan tänkas förekomma. Med denna approximation så har en ny varaktighetsstudie gjorts enligt samma metod som för 2015. Resultaten av denna presenteras nedan i Figur 3.4 och Tabell 3.10. Koden för varaktighetsstudien 2030 är gemensam med 2015 och finns i bilaga 2.



Figur 3.4. Varaktighetsdiagram för 2030 där den nedre linjen motsvarar timflödena 2013-2014 medan den övre linjen motsvarar den värsta tänkbara flödesfördelningen för 2030 (1,25 gånger timflödena 2013-2014). 2030 års flödesfördelning kan därför antas ligga någonstans mellan de båda linjerna.

Tabell 3.10. Hur många procent av tiden och antalet timmar per år ett visst flöde överskrids 2030. Det lägre intervallet motsvarar 2013-2014 års timflöden medan det övre intervallet motsvarar en ökning av dessa med 25 %.

Flöde större än: (m ³ /h)	Percentil (%)	Timmar per år (h)	Överskjutande flödens andel av det årliga totala flödet (%)
700	0,1-0,2	8-15	0,1-0,2
600	0,2-0,4	13-31	0,2-0,4
500	0,3-0,6	25-56	0,3-0,7
400	0,6-1,3	56-112	0,7-1,3
300	1,6-3,6	140-315	1,5-2,7
200	7,0-17,3	613-1524	4,3-8,0
100	69,0-77,5	5957-6789	27,8-39,7

Generellt brukar svängningar i inkommande belastningar bli mindre ju fler som är anslutna till ett avloppsreningsverk. Tas kvoterna mellan max/medel och min/medel för varje belastning för 2015 så är det rimligt att anta att det skulle skilja mindre mellan kvoterna år 2030. Med en relativt modest ökning som det ändå är frågan om fram till 2030 så kan man anta att kvoterna min/medel och max/medel borde vara ungefär samma år 2015 som 2030. Görs detta så fås följande maximum- och minimummängder, vilka är angivna i Tabell 3.12 nedan. Kvoterna för år 2015 är angivna i Tabell 3.11.

Tabell 3.11. Beräknade kvoter mellan maximum/medel och minimum/medel för BOD₇, totalkväve, totalfosfor och COD 2015.

Belastning	Maximum/medel	Minimum/medel
BOD ₇	1,6	0,6
Totalkväve	1,6	0,7
Totalfosfor	2	0,6
COD	1,7	0,4

Tabell 3.12. Beräknade maximum- och minimummängder för BOD₇, totalkväve, totalfosfor och COD 2030.

Belastning	Maximal mängd (kg/d)	Minimal mängd (kg/d)
BOD₇	1600	600
Totalkväve	320	140
Totalfosfor	60	18
COD	3900	900

3.4 Slamproduktion

3.4.1 Slamproduktion idag

Precis som för belastningar och flöden är slamproduktionen och slamegenskaperna bestämda utifrån medelvärden tagna över perioden 2013-2014. Enligt slamanalyser från Svedala kommun (2014a; 2015a) så deponeras i storleksordningen 325-330 ton slam per år eller ungefär 900 kg per dag. Dessa värden är förvisso osäkra då mängden slam till deponi uppskattas av en extern entreprenör via vägning och TS-halter enligt Linde, (2015). Men troligen är det nog ändå den bästa information om den deponerade mängden slam som finns att tillgå.

De 900 kg slam som deponeras varje dag utgör dock inte hela slamproduktionen, utan slam som i suspenderad form följer med det utgående vattnet utgör också en del av slamproduktionen. Beräknas utgående slamhalt enligt värden från Svedala kommun (2014a; 2015a) så utgör denna del ca 27 kg/d som medel under 2013-2014. Mängden producerat slam dagligen ligger således runt 930 kg.

Av de 930 kg som produceras dagligen så utgörs en del av det så kallade kemslammet. Enligt Norskt vatten (2009) produceras ca 3 g SS per tillsatt gram järn. Pix 111 innehåller i medeltal 13,8 % järn enligt Kemira (2014) vilket innebär att ungefär 10 g järn doseras per m³ med den, enligt Svedala kommun (2001), nuvarande doseringen på 72 g/m³. Med ett medelflöde på 2973 m³ per dag blir därför kemsramsproduktionen ca 90 kg kemsram per dag, vilket innebär att mängden bioslam som bildas dagligen är ca 840 kg. I Tabell 3.13 nedan åskådliggörs den beräknade slamproduktionen för 2015.

Tabell 3.13. Beräknad slamproduktion 2015.

Slamproduktion	Mängd (kg/d)	Andel av total slamproduktion (%)
Total slamproduktion	930	100
Bioslamproduktion	840	90
Kemsramproduktion	90	10

3.4.2 Slamproduktion 2030

Antas att doseringen av PIX 111 är den samma även 2030 så bildas, med ett medelflöde på ca 3600 m³/d, ungefär 110 kg kemslam dagligen. Vad gäller bioslammet är ett rimligt antagande att mängden bioslam är direkt beroende av inkommande BOD₇ belastning då Gillberg *et al.* (2003) menar att 1 gram BOD₇ resulterar i ca 1 g SS. Idag är kvoten mellan producerat bioslam och inkommande BOD₇ ca 1,066 (840/788) vilket överensstämmer med regeln ovan ganska bra. Antas förhållandet mellan BOD₇ och producerat bioslam vara 1,066 även 2030 så kommer ca 1060 kg bioslam att produceras varje dygn (993·1.066). Summerat blir den totala slammängden per dygn således i storleksordningen 1170 kg per dag, alltså en ökning med ca 25 % vilket överensstämmer med ökningen av antalet anslutna. I Tabell 3.14 nedan åskådliggörs den beräknade slamproduktionen för 2030.

Tabell 3.14. Beräknad slamproduktion 2030.

Slamproduktion	Mängd (kg/d)	Andel av total slamproduktion (%)
Total slamproduktion	1170	100
Bioslamproduktion	1060	91
Kemslamproduktion	110	9

3.5 Reningsgrad

I dagsläget så har Svedala avloppsreningsverk utsläppskrav på BOD₇, totalfosfor och totalkväve (Svedala kommun, 2015a). Kravet på BOD₇ och totalfosfor kravet är angivet som gränsvärden medan kravet på totalkväve är ett riktvärde enligt Svedala kommun (2015a). I Tabell 3.15 nedan finns de olika kraven och medelutsläppen för perioden 2013-2014 enligt utsläppsvärden från Svedala kommun (2014a; 2015a) angivna ihop med den beräknade reduktionsgraden.

Tabell 3.15. Utsläppskrav enligt Svedala kommun (2015a) och beräknade utsläpp av BOD₇, COD, totalfosfor och totalkväve 2015 samt reduktion av dessa.

Belastning	Krav (mg/l)	Medelutsläpp 2013-2014 (mg/l)	Reduktion (%)
BOD₇	<10 (månadsmedel)	<3,5	>98
COD	Ej specificerat	<38	>95
Totalfosfor	<0,3 (kvartalsmedel)	0,18	97
Totalkväve	<10 (årsmedel)	8,4	84

Samtliga krav klaras alltså av med ganska god marginal i dagsläget, även om utsläppet av kväve år 2013 låg på 9,2 mg/l enligt Svedala kommun (2014a) vilket är ganska nära gränsen. Det bör dock poängteras att mycket större reduktioner än så inte är möjligt med enbart fördenitrifikation. På det hela taget kan det konstateras att reningsgraden ligger på en mycket hög nivå.

3.5.1 Framtida reningskrav

Enligt uppgift från VISS-”Vatteninformationssystem Sverige” finns det ett konkret förslag på att skärpa fosforkravet till under 0,1 mg/l för Svedala avloppsreningsverk då recipienten Sege å anses vara drabbad av övergödning (Länsstyrelsen Skåne, 2014). Förslaget är än så länge inte gällande, men åtgärden är listad som möjlig enligt Länsstyrelsen Skåne (2014) varför det borde finnas en viss risk att kravet blir verklighet. Då kväve också bidrar till övergödning är det inte heller omöjligt att ett skärpt krav på kväverening kan komma, men det finns än så länge inget konkret förslag på detta.

4 Sedimentering

För att kunna förbättra kvävereningen kommer det med stor sannolikhet vara nödvändigt att genomföra åtgärder som på olika sätt påverkar sedimenteringsegenskaperna och/eller sedimenteringskapaciteten. Det är av denna anledning viktigt att göra en god uppskattning av dagens sedimenteringskapacitet. I dag består sedimenteringen av 5 stycken rektangulära sedimenteringsbassänger som alla har ytan 170 m^2 , volymen 605 m^3 och djupet $3,5 \text{ m}$ (Svedala kommun, 2001). Sedimenteringen är uppdelad i mellansedimentering och slutsedimentering, med 2 bassänger som mellansedimentering och 3 som slutsedimentering. Skillnaden mellan bassängerna i mellan- och slutsedimenteringen ligger framför allt i vilken typ av skrapor som används, men i övrigt finns inga större skillnader.

Sedimenteringskapaciteten beräknas i detta stycke med hjälp av Norskt vatten rapport 168s regler vilka bygger på de tyska dimensioneringsreglerna ATV-DVWK A-131. Längre ner i kapitel 4.1.4 finns också en alternativ beräkning av sedimenteringskapaciteten med en enklare dimensioneringsregel.

4.1.1 Effektiv yta

För att kunna beräkna sedimenteringskapaciteten med Norskt vattens (2009) regler krävs det att den effektiva ytan på en sedimenteringsvolym ska beräknas för att ta hänsyn till turbulens i inloppsazonen.

Enligt Norskt vatten (2009) ska den effektiva ytan (A) för rektangulära sedimenteringsbassänger beräknas enligt ekvation 6 nedan:

$$A = L \cdot B + B \quad (6)$$

Där L är bassängens längd och B är dess bredd. $L \cdot B$ motsvarar alltså den teoretiska ytan på bassängen, vilket i det här fallet är 170 m^2 . Uppskattningsvis är bredden på bassängen drygt 5 meter varför B kan sättas till $B=5 \text{ m}$.

$$A = 170 + 5 = 175 \text{ m}^2$$

Detta innebär att den effektiva ytan i mellansedimenteringen blir ca 350 m^2 och ca 525 m^2 i slutsedimenteringen.

4.1.2 Kemslamsavskiljning

För sedimentering av kemslam så anger Norskt vatten (2009) att den maximalt tillåtna ythastigheten (V_{yt}) för en sedimenteringsbassäng med vanlig skrapa och ett vattendjup på $3,5 \text{ m}$ till $1,6 \text{ m/h}$. Maximalt timflöde (Q_{timme}) kan beräknas via ekvation 7 nedan:

$$V_{yt} = \frac{Q_{timme}}{A} \Leftrightarrow Q_{timme} = V_{yt} \cdot A \quad (7)$$

$$Q_{timme} = 1,6 \cdot 525 = 840 \text{ m}^3 / \text{h}$$

Kapaciteten är alltså relativt hög i dagsläget med avseende på kemsramsseparationen och flöden som överstiger 840 m³/h förekommer mycket sällan.

4.1.3 Avskiljning av aktivt slam

Vid separation av aktivt slam så anger Norskt vatten (2009) på samma sätt som vid kemsramsseparation olika maximala ytbelastningar för olika vattendjup, slamvolym och typ av skrapor. På ett verk som Svedala, som drivs utan försedimentering, så menar Norskt vatten (2009) att förhållandet mellan Slamvolym och SS ligger nära 100-120 ml/g SS. Antas maximal slamvolym vara 450 ml motsvarande 4,0-4,5 g SS/l så fås en maximal tillåten ythastighet på 0,69 m/h (Norskt vatten 2009). Det maximalt tillåtna timflödet i mellansedimenteringen blir därmed ca 240 m³/h.

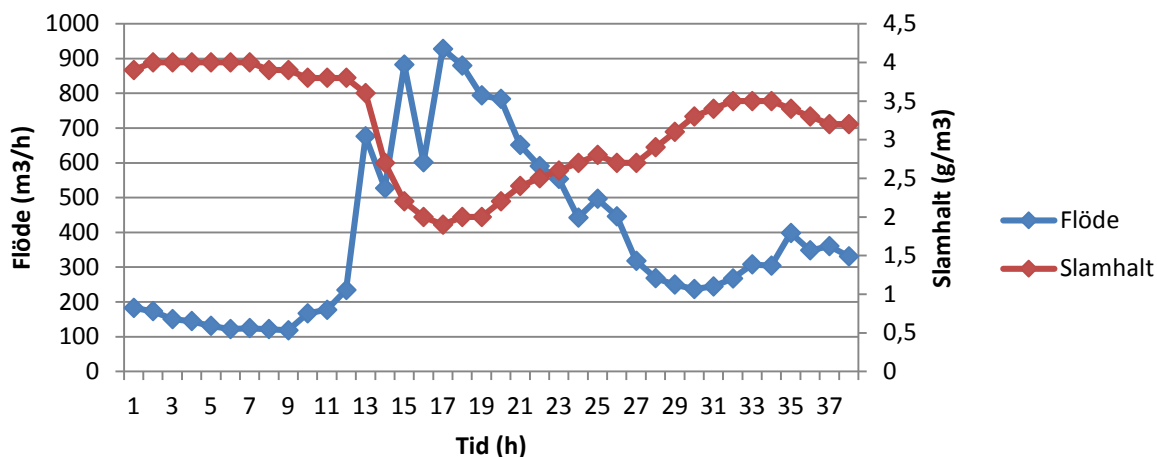
$$Q_{\text{tillåtet}} = 0,69 \cdot 350 = 240 \text{ m}^3 / \text{h}$$

Detta innebär att det vid flöden som överstiger 240 m³/h finns risk att slam även kommer att behöva avskiljas i slutsedimenteringen. Eftersom produktionen av kemsramslam enbart ligger på ca 30 g SS/m³=30 mg SS/l så kan denna del försummas och slutsedimenteringen betraktas som en volym enbart avsedd för avskiljning av aktivt slam. Görs antagandet att avskiljningen av slam alltid motsvarar tabellvärdet för den aktuella ytbelastningen och att kvarstående slamvolym förs vidare till slutsedimenteringen så är följande slamvolymerna möjliga att avskilja i respektive sedimentering (se Tabell 4.1):

Tabell 4.1: Slamvolym som kan avskiljas i mellansedimenteringen och slutsedimenteringen vid specifika flöden enligt Norskt vattens, (2009) dimensioneringsregler. ”Total slamvolym som kan avskiljas” i kolumnen till höger baseras på att från mellansedimenteringen flyende mängd kan avskiljas i slutsedimenteringen om kapaciteten finns där.

Flöde m³/h	Slamvolym som kan avskiljas i mellansedimenteringe (ml/l)	Slamvolym som kan avskiljas i slutsedimentering (ml/l)	Total slamvolym som kan avskiljas (ml/l)
100	500	500	1000
200	490	500	990
300	400	490	890
400	340	430	770
500	270	380	650
600	<200	340	>340
700	<200	300	>300
800	<200	260	>260
900	<200	<200	Ingen uppgift
1000	<200	<200	Ingen uppgift

På grund av att Norskt vattens (2009) tabell inte sträcker sig längre ner än till en slamhalt på 200 ml/l så går det inte att se hur omfattande slamflykt som uppstår vid flöden på över 800 m³/h. Flöden över detta är emellertid mycket ovanliga och det finns därmed ingen anledning att tro att konsekvenserna av detta blir så omfattande. Studeras det värsta uppmätta scenariot från Svedala kommun (2015d) under 2013-2014, med flöde på över 900 m³/h, så verkar det ändå som att det mesta av slammet avskiljs i slutsedimenteringen eftersom slamhalten ganska snabbt ökar uppåt igen (se Figur 4.1).



Figur 4.1. Flöde och slamhalt vid ett högflödestillfälle den 19e oktober 2014.

Hur mycket, om något, slam som faktiskt flydde även slutsedimenteringen går dock inte att se eftersom flöden på över 300 m³/h förekom i flera dagar efter den värsta toppen, vilket också fördröjde återhämtningen av slamhalten i biosteget.

Oavsett bör man beakta att Norskt vattens dimensionering med antagligen är väl tilltagen och att sedimenteringskapaciteten i verkligheten kan vara större.

4.1.4 Alternativ sedimenteringsberäkning

När avloppsreningsverkets mellansedimentering dimensionerades så gjordes detta antagligen för en slamybelastning på ungefär 4 kg SS/m²h, vilket är/var en vanlig dimensioneringsregel för sedimenteringsvolymen enligt Cimbritz, (2015). Något som är troligt då det med en susphalt på 4,5 kg/m³ ger att flöde på upp till ganska exakt 300 m³/h kan klaras av enligt ekvation 8 nedan:

$$\text{Slamybelastning} = \frac{\text{flöde} \cdot \text{susphalt}}{\text{yta}} \quad (8)$$

$$\text{Slamybelastning} = \frac{300 \cdot 4,5}{340} = 3,97 \approx 4 \text{ kg/m}^2\text{h}$$

På grund av slutsedimenteringen har man sedan valt att tolerera en högre slamybelastning med en faktor 1,2 gånger det nominella värdet vilket motsvarar flödet 360 m³/h som är det för verket dimensionerande flödet enligt Svedala kommun (2001).

Används 4 kg SS/m²h regeln kan en motsvarande tabell som den som gjordes enligt Norsk vatten (2009) dimensioneringsregler fås (se Tabell 4.2):

Tabell 4.2. Slamhalter som kan avskiljas i mellansedimenteringen och slutsedimenteringen vid specifika flöden enligt 4 kg SS/m²h regeln. "Total slamhalt som kan avskiljas" i kolumnen till höger baseras på att från mellansedimenteringen flyende mängd kan avskiljas i slutsedimenteringen om kapaciteten finns där.

Flöde (m ³ /h)	Slamhalt som kan avskiljas i mellansedimentering (g/l)	Slamhalt som kan avskiljas i slutsedimentering (g/l)	Total Slamhalt som kan avskiljas (g/l)
100	13,6	20,4	34
200	6,8	10,2	17
300	4,5	6,8	11,3
400	3,4	5,1	8,5
500	2,7	4,0	6,8
600	2,2	3,4	5,6
700	1,9	2,9	4,8
800	1,7	2,5	4,2
900	1,5	2,2	3,7
1000	1,3	2,0	3,4

4.1.5 Val av beräkningsmetod för sedimenteringskapaciteten

Det skiljer sig alltså en hel del beroende på vilken av dimensioneringsreglerna man väljer. I korta drag kan man nog ändå säga Norskt vattens, (2009) dimensioneringsregler är mer pessimistiska. Förvisso i varierande utsträckning beroende på vilket slamvolymindex som används, men ett slamvolymindex på under 100 ml/g SS är nog svårt att motivera i det här fallet.

Vilken av dimensioneringsmetoderna som man ska använda är inte helt lätt att besluta, men en fingervisning kan vara att beakta konsekvenserna av en eventuell slamflykt. Införs till exempel ett skivfilter, vilket finns som förslag längre ner, så är det betydligt mer angeläget att någon slamflykt inte sker eftersom skivfiltrets förmåga kraftigt försämras redan vid relativt små slamflykter i storleksordningen 100 mg/l (Cimbritz, 2015). I övriga fall, när konsekvenserna av en slamflykt blir mindre, kan nog 4 kg SS/m²h regeln tänkas vara fullt tillräcklig.

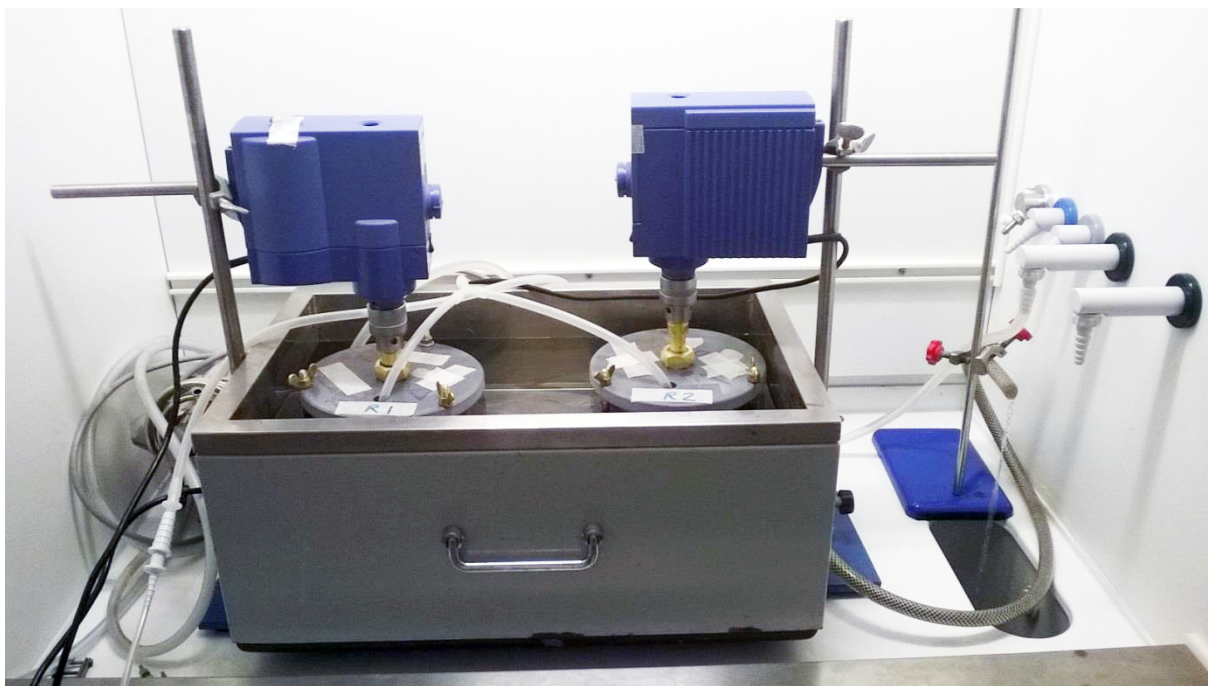
5 Laborieförsök

5.1 Hydrolysförsök

Ett hydrolysförsök drogs igång för att ta reda på hur mycket löst COD och VFA som kan produceras vid hydrolysis av Svedalas retur slam under vinterförhållanden. Försöket beskrivs nedan och en beskrivning av analysmetoderna finns bifogad i bilaga 1.

5.1.1 Uppställning:

För försöket användes 2 stycken reaktorer (R1 och R2) som bestod av var sin glasbägare på 2 liter som utrustats med lock och omrörare. Till dessa kopplades kvävgas in via en slang som var ansluten till locket, för att under försöket kunna säkerställa en helt anaerob miljö. De båda reaktorerna med omrörare sattes ner i ett vattenbad och fästes i ställningar för att stabilisera omrörarna. Till vattenbadet leddes kallt vatten via en kran i den vänstra delen av vattenbadet medan överskottsvattnet leddes ut genom en slang fäst i en ställning på andra sidan. Detta gjorde att kallt vatten hela tiden strömmade igenom vattenbadet, vilket möjliggjorde en låg och stabil temperatur under hela försökets gång. En bild på uppställningen kan ses i Figur 5.1 nedan.



Figur 5.1. Försöksuppställningen under de första 46 timmarna av hydrolysförsöket.

Efter 46 timmar togs reaktor R2 ur bruk och reaktor R1 flyttades till ett kylbad med i övrigt samma förutsättningar. Anledningen till flytten av reaktor R1 till kylbadet var framförallt av driftsekonomiska skäl. Själva uppställningen var snarlik den som finns illustrerad i Figur 5.2 i kapitel 5.2.1.

5.1.2 Utförande

Experimentet inleddes med att fylla de båda reaktorerna med retur slam tagen via en avtappningsventil till en av retur slampumparna på verket. Efter påfyllningen av slammet

sänktes båda reaktorerna skyndsamt ner i vattenbadet, omrörarna startades och kvävgasen kopplades in. Efter ca 20 minuter togs prov ut för SS och TS, varpå filtratet från SS-provet analyserades med avseende på COD, VFA och ammoniumkväve. COD, VFA, ammoniumkväve, temperatur och pH analyserades därefter kontinuerligt vid tiderna 2, 20, 26 och 46 timmar. Kvävgasflödet och genomrinningen av kallt vatten kontrollerades också visuellt vid ett antal tillfällen utanför de angivna tiderna.

Efter 46 timmar togs reaktor R2 ur bruk då tanken initialt var att utnyttja vätskefasen som kolkälla till ett denitrifikationsförsök, vilket dock inte blev av på grund av tid- och utrustningsbrist. Reaktor R1 flyttades i samband med reaktor R2s nedläggning över till ett kylbad med i övrigt samma förutsättningar som tidigare. Hydrolysen fick sedan fortgå i ytterligare 168 timmar innan försöket avslutades, med mätningar efter 142 och 214 timmar sedan försökets början. Analysmetoder finns bifogade i bilaga 1.

5.2 Denitrifikationsförsök

För att få en uppfattning om vilken denitrifikationshastighet som är möjlig i biosteget under vinterförhållanden genomfördes ett så kallat denitrifikationsförsök.

5.2.1 Uppställning

En reaktor på två liter med lock sattes ner i ett kylbad för att på så sätt kunna hålla en låg och konstant temperatur. Till reaktorn anslöts en omrörare som var fäst i en ställning placerad i kylbadet. Via locket kunde luft och kvävgas kopplas på genom slangar för att möjliggöra både aeroba och anaeroba förhållanden. Försöket utfördes med en vattentemperatur på $12 \pm 0,1$ grader. Uppställningen finns illustrerad i Figur 5.2 nedan.



Figur 5.2. Försökuppställning under denitrifikationsförsöket.

5.2.2 Utförande

Returslam hämtades från samma ställe och genom samma metod som vid hydrolysförsöket. Samtidigt hämtades hydrolyserat slam som ca 70 timmar innan upphämtningen tagits ut som

returslam på samma sätt som det färska returslammet. Det hydrolyserade slammet hade från uttagningstillfället fram till upphämtningstillfället förvarats i en väl försluten dunk i rumstemperatur, ca 20 grader, och bör på det viset ha förvarats helt anaerobt vilket möjliggjort hydrolys. Enligt tidigare genomfört hydrolysförsök så var produktionen av löst COD ca 90 mg löst COD/g VSS efter 72 timmar vid 10,5 grader. Vid rumstemperatur, det vill säga en fördubbling av temperaturen, så antas normalt biologiska och kemiska reaktioners hastigheter också dubblas (Hammer & Hammer, 2014). Med en initial VSS-halt på ca 9 g VSS borde därmed COD-halten i det hydrolyserade slammet ligga någonstans kring 1,5-2,0 g/l. Förvisso skedde ingen omrörning i dunken, men enligt Norlander (2008) som genomfört ett hydrolysförsök vid 20 grader med och utan omrörning kunde ingen noterbar skillnad upptäckas i löst COD-produktion mellan omrörd och icke omrörd reaktor. Det borde därför vara rimligt att anta att löst COD-koncentrationen ändå borde ligga i närheten av det angivna intervallet.

Efter ankomst till Lund, vilket tog ca en timme från det att slammet tagits ut, togs prov för SS och VSS ut på slammet och kylbadet fylldes på med vatten och aktiverades. Efter provtagning för SS/VSS fylldes reaktorn på med 750 ml slam och spädes ut med 750 ml kranvatten för att få en slamkoncentration mer liknande den i biosteget. Reaktorn sattes sedan ner i kylbadet för att temperera slammet. Tyvärr visade sig detta vara ett problem då kylbadet inte förmådde sänka temperaturen tillräckligt snabbt ner till den tilltänkta temperaturen 10 grader. Ett snabbt beslut togs därför att istället köra försöket vid 12 grader.

Medan slammet tempererades förbereddes numrerade provrör och trattar med filterpapper för att kunna filtrera proven. Parallellt bereddes en näringslösning bestående av 4,72 g $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ och 2,83 g K_2HPO_4 utspätt till 1000 ml med destillerat vatten. En nitratlösning gjordes också bestående av 7,2 g KNO_3 utspätt till 100 ml med destillerat vatten.

Då slammet hade uppnått temperaturen 12 grader kopplades en luftare, i form av en akvariepump, in till locket på reaktorn, varpå slammet luftades i 45 minuter för att ta bort ammonium och löst COD i slammet. Under tiden luftningen pågick centrifugerades det hydrolyserade slammet och rejecktvattnet filtrerades genom ett filterpapper ner i ett mätglas, vilket gjorde att 150 ml kolkälla kunde utvinnas. Mätglaset placerades därefter i kylbadet för att få ner dess temperatur och därmed minska risken för en temperaturchock i slammet.

När slammet slutligen luftats färdigt inleddes försöket genom att 15 ml näringslösning och 3,75 ml nitratlösning tillsattes till slammet. Omedelbart efter tillsatsen av lösningarna startades omrörningen och kvävgas tillsattes till locket för att säkerställa anaeroba förhållanden. Prov togs därefter direkt ut ur reaktorn och filtrerades i ett av de på förhand förberedda filtreringsställena. Ytterligare prov togs ut efter 15 och 30 minuter för att nitrat- och nitrithalten skulle stabiliseras.

Efter det att proven efter 30 minuter hade tagits ut tillsattes kolkällan till reaktorn via en tratt och ett nytt prov togs omedelbart efter tillsatsen av kolkällan. Nya prov togs därefter ut var 15e minut till dess att 2 timmar passerat sedan försökets början. Under tiden försöket pågick togs succesivt 0,4 ml filtrat ut ur respektive provrör för filter och tillsattes till ett annat provrör med 3,6 ml destillerat vatten för att få till en spädning på 1:10. När filtratet pipetterats ner i provröret gjordes en försiktig omrörning med hjälp av pipettspetsen för att säkerställa god blandning. Därefter togs prover ut på både nitrat och nitrit.

Efter det att försöket avslutats togs prover på SS och VSS ut från slammet, samtidigt som COD och VFA-prov togs ut från filtratprovrören.

5.3 Resultat och diskussion

5.3.1 Val av filterpapper

Vid mätning av SS och VSS så används i princip alltid filterpapper med en portjocklek på 1,6 μm (GF/A) i Sverige då detta är standardiserat. Vad gäller mätning av andra ämnen såsom löst COD, löst nitrat och löst nitrit med mera finns det däremot ingen given standard, även om det lokalt förekommer inofficiella normer. Vid Lunds tekniska högskola tycks den förhärskande metoden vara att använda ett 6-10 μm filter, vilka bland annat Norlander (2008), Daton & Wallergård (2003) och Jönsson & Jansen (2010) gjort vid mätning av löst COD. Vid det här examensarbetet har istället filter med portjockleken 1,6 μm istället använts genomgående, vilket beror på ett antal olika anledningar som är listade nedan.

- 1) Genom att använda 6-10 μm filter för att mäta löst COD definieras COD bundet i partiklar mellan 1,6-10 μm i storlek som suspenderat material vid SS-mätning och som löst material vid mätning av COD.
- 2) Toleransen för ett 1,6 μm filter borde vara betydligt mindre än för ett 6-10 μm filter varför skillnaden på den uppmätta COD-koncentrationen mellan olika mätningar på samma prov borde skilja sig mindre.
- 3) Det är betydligt smidigare att mäta löst COD på filtrat från en SS-mätning istället för att behöva göra en separat filtrering med ett annat filterpapper för att mäta detta.

Det finns alltså goda skäl att använda filter med portjocklek 1,6 μm för mätning av löst COD istället för de 6-10 μm filter som idag brukar användas.

5.3.2 Hydrolysförsök

I början av försöket togs prov ut för SS, VSS, TS och VS vilka redovisas nedan i Tabell 5.1:

Tabell 5.1. Initial TS, VS, SS och VSS för de båda reaktorerna R1 och R2 under hydrolysförsöket.

Parameter	R1	R2
TS (g/l)	13,59	13,51
VS (g/l)	11,16	11,08
SS (g/l)	13,88	12,96
VSS (g/l)	11,90	11,10
VS (% av prov)	82,1	82,0
VSS (% av prov)	85,7	85,6

Både TS och VS är relativt lika för båda reaktorerna, vilket är att förvänta då returslammet togs från samma dunk. Dock ligger både SS och VSS högre än vad TS och VS gör för reaktor R1 vilket troligtvis beror på att felaktig mängd pipetterats i vid detta prov, kanske i kombination med någon avvikande stor partikel i provet. Studeras VS och VSS för reaktor R2 så är dessa i det närmaste identiska, varför det borde vara möjligt att använda VS-värdet för reaktor R1 även för VSS.

Under försökets gång togs prov ut för COD, VFA och $\text{NH}_4\text{-N}$ vid de tillfällen som finns angivna i Tabell 5.2 nedan. Vid mätningarna då 142 respektive 214 timmar passerats fick COD-proven spädas med destillerat vatten i förhållandet 1:2 och $\text{NH}_4\text{-N}$ proven med förhållandet 1:4, men i övrigt var ingen spädning nödvändig.

Tabell 5.2. COD, VFA och NH₄-N uppmätt vid de olika mättillfällena för de båda reaktorerna R1 och R2 under hydrolysförsöket. Värden inom parentes ligger utanför mätintervallet för aktuell mätmetod.

Tid (h)	COD R1 (mg/l)	COD R2 (mg/l)	VFA R1 (mg/l)	VFA R2 (mg/l)	NH ₄ -N R1 (mg/l)	NH ₄ -N R2 (mg/l)
0	(112)	(100)	(5,3)	(5,7)	3,05	5,4
2	(116)	(101)	(5,1)	(5,3)	-	-
20	280	290	(43,1), >28	(45,7), >30	20,7	24,1
26	361	362	80	87	27,3	29,5
46	712	744	234	242	38	40,2
146	1312	-	238	-	106,4	-
214	1640	-	344	-	149,6	-

Värden angivna med parentes ligger utanför mätintervallet för respektive analysmetod och är därmed att betrakta som osäkra. I fallet med VFA-mätningarna så mäts två typer av VFA, acetat och propionat, vars värden läggs ihop till en total VFA-halt. Vid proven som tagits ut efter 20 timmar låg propionat under mätintervallet medan acetat låg över, vilket är anledningen till att 28 respektive 30 är angivna som minimum här.

Under försöket mättes också pH och temperatur upp vilka kan ses i Tabell 5.3 nedan.

Tabell 5.3. Temperatur och pH vid olika mättillfällen under hydrolysförsöket.

Tid (h)	Temperatur R1 (°C)	Temperatur R2 (°C)	pH R1	pH R2
0	10,6	10,3	-	-
2	10,8	10,8	7,34	-
20	11,5	11,5	7,34	7,28
26	10,5	10,6	7,10	7,33
46	10,8	10,7	7,31	7,44
146	9,5	-	7,06	-
214	10,1	-	6,7	-

Det rör sig alltså om ganska stora skillnader i temperatur, 10,5 +/- 1 grader, under hela försöket vilket givetvis är problematiskt då hydrolys i allra högsta grad är en temperaturberoende process. Detta får till följd att produktionen av COD och VFA inte helt kan sägas representera de värsta förhållandena under vinteråret då temperaturen under försöket stundtals legat ca 1,5 grader högre än dessa förhållanden, även om medeltemperaturen på 10,5 grader är ganska nära de 10 grader som eftersträvs. För att få mer rättvisande värden för hydrolyshastigheten under vinterförhållanden är det därför vettigt att korrigera resultaten för temperaturavvikelsen. Enligt Hammer & Hammer, (2014) så dubblas respektive halveras reaktions-hastigheten för de flesta biologiska processer i temperaturintervallet 5-35 grader om temperaturen ökar respektive minskar med 10-15 grader. Detta samband kan enligt Hammer & Hammer, (2014) uttryckas genom ekvation 9 nedan:

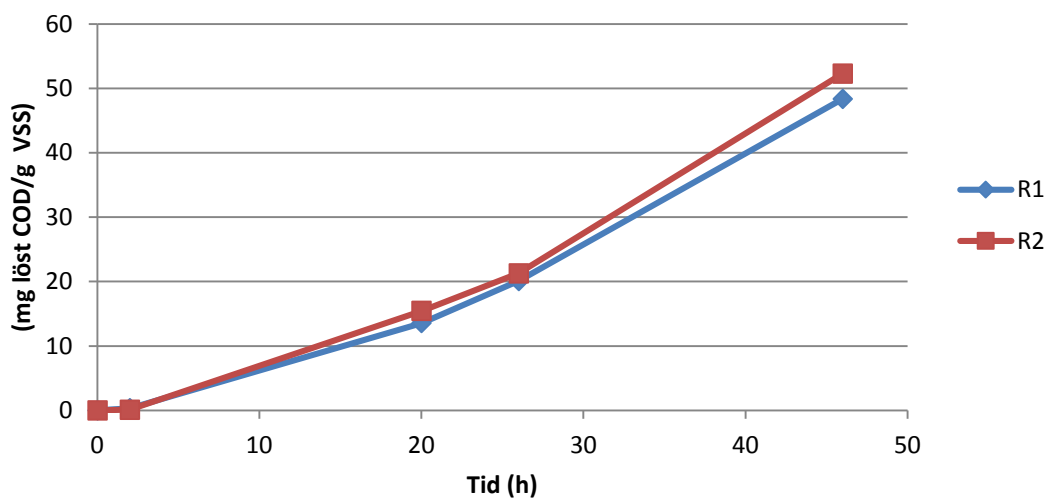
$$k = k_{T_r} \theta^{T-T_r} \quad (9)$$

Där k är reaktionskonstanten vid en given temperatur T, k_{T_r} är reaktionskonstanten vid en given temperatur T_r och θ är en temperaturkoefficient. Vid antagandet att reaktions-hastigheten för hydrolysen dubblas respektive halveras vid en ökning eller minskning på 10 grader kan temperaturkoefficienten θ sättas till $\theta=1,072$. Med detta antagande går det alltså att beräkna hur mycket lägre hydrolyshastighet som fås vid 10 grader jämfört med 10,5 grader. Hydrolyshastighet vid 10 grader borde därmed ligga på ungefär 96,5 % av hastigheten vid 10,5 grader.

$$k_{10} = 1 \cdot 1,072^{10-10,5} = 0,965$$

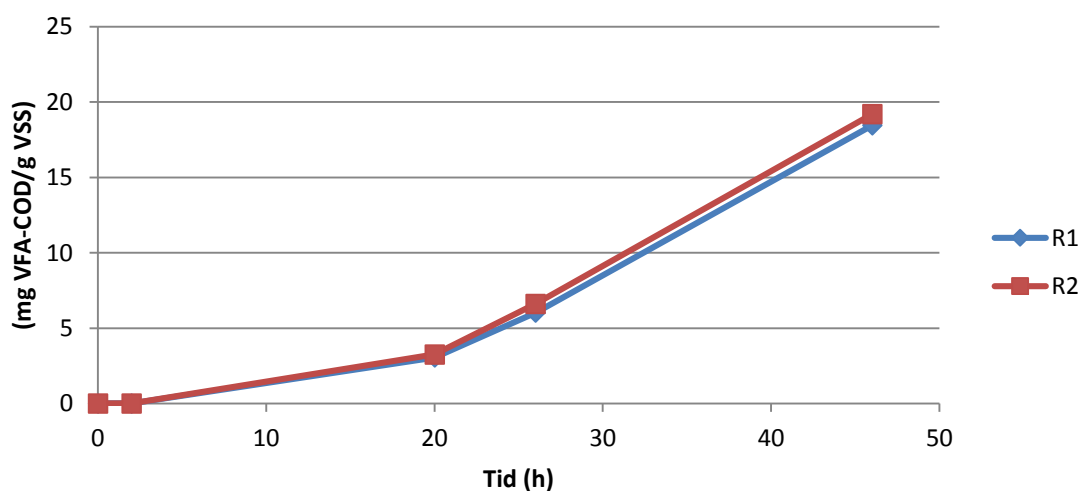
Vilket innebär att hydrolyshastigheten vid 10 grader enbart skulle vara ca 3-4 % lägre jämfört med försöket. Dock har temperaturen som tidigare nämnt stundtals legat så högt som 11,5 grader vilket skulle resultera i en minskning av reaktions-hastigheten med 10 %. För att undvika att visa upp en alltför positivt hydrolyshastighet har därför COD respektive VFA-produktionen sänkts med 10 % i alla de mätningar som gjorts. Görs detta på COD/VFA-mätningarna och sedan dividera dem med VSS-halten (VS för reaktor R1) så kan COD- och VFA-produktionen som mg COD/g VSS över tiden presenteras som grafer vilka finns nedan (se Figur 5.3-Figur 5.8).

Produktion av COD



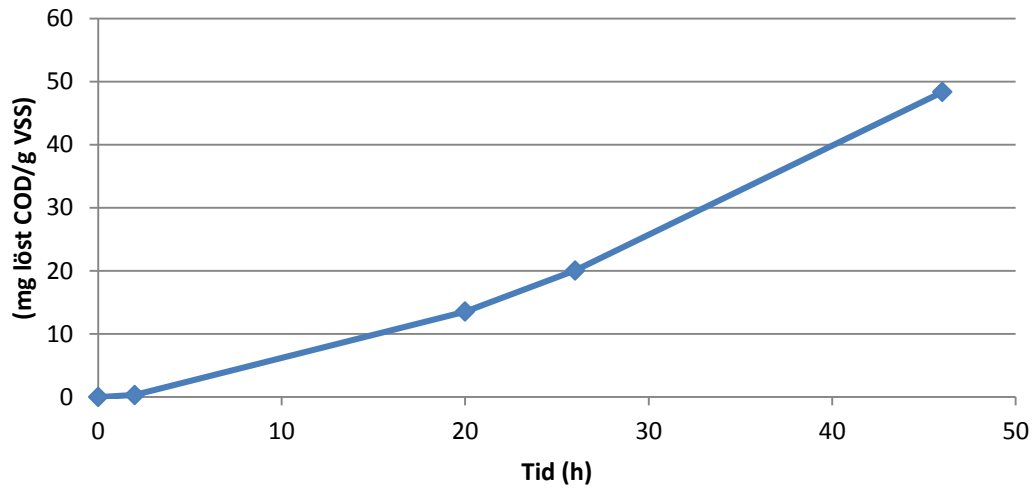
Figur 5.3. Produktion av löst COD för reaktor R1 och R2 under de första 46 timmarna av hydrolysförsöket uttryckt i mg löst COD/g VSS.

Produktion av VFA-COD



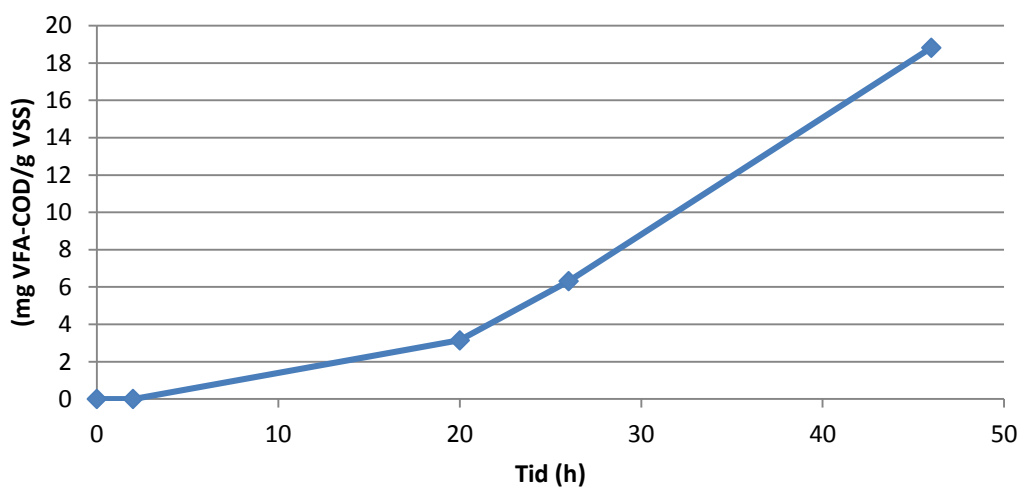
Figur 5.4. Produktion av VFA för reaktor R1 och R2 under de första 46 timmarna av hydrolysförsöket uttryckt i mg VFA-COD/g VSS.

Produktion av COD, medel av R1 och R2



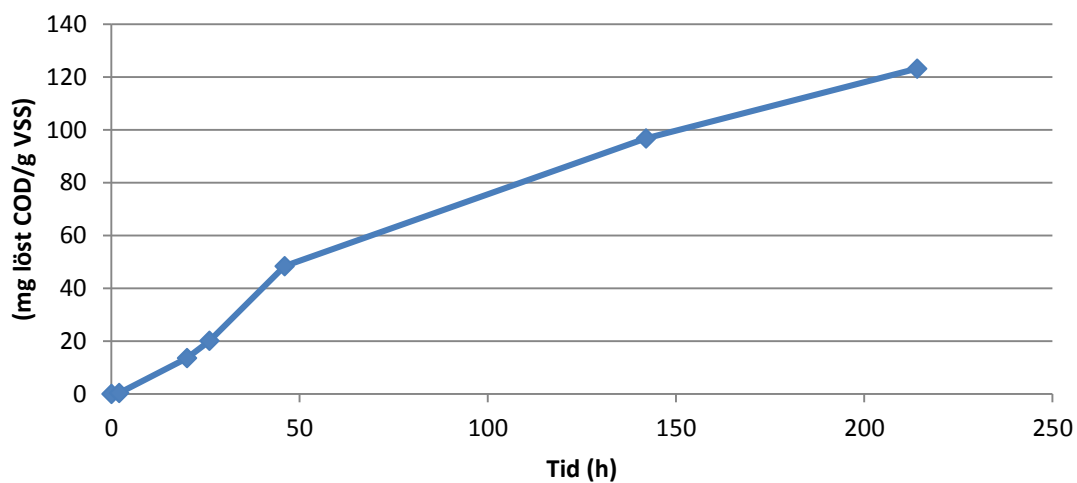
Figur 5.5. Produktion av löst COD som medel av reaktor R1 och R2 under de första 46 timmarna av hydrolysförsöket uttryckt i mg löst COD/g VSS.

Produktion av VFA-COD, medel av R1 och R2



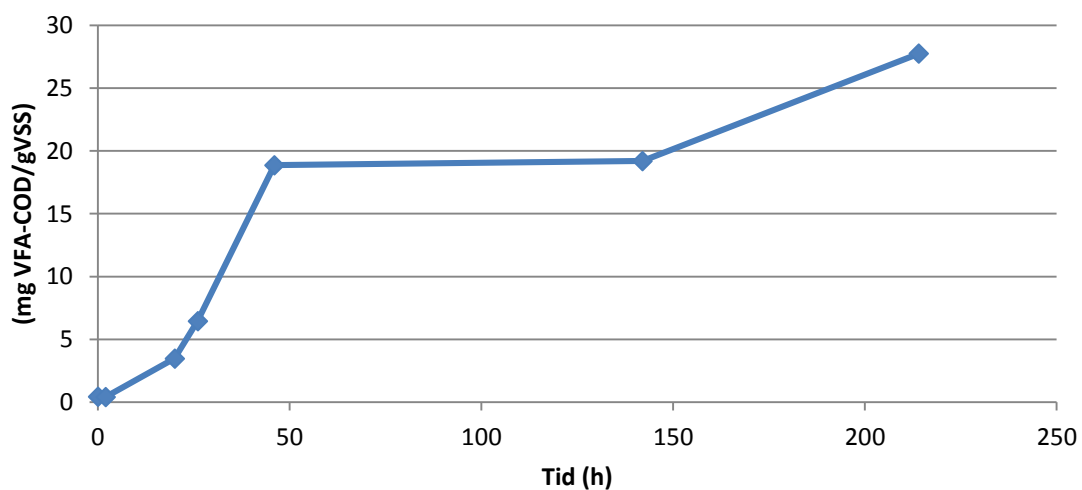
Figur 5.6. Produktion av VFA som medel av reaktor R1 och R2 under de första 46 timmarna av hydrolysförsöket uttryckt i mg VFA-COD/g VSS.

Produktion av COD för R1



Figur 5.7. Produktion av löst COD för reaktor R1 under hydrolysförsöket uttryckt i mg löst COD/g VSS.

Produktion av VFA-COD för R1



Figur 5.8. Produktion av VFA för reaktor R1 under hydrolysförsöket uttryckt i mg VFA-COD/g VSS.

Graferna över löst COD ser ut ungefär som förväntat och det finns en tendens till utplaning av COD-produktionen i slutet av försöket, även om det på grund av det låga antalet mätningar i slutet av försöket är svårt att bevisa. Även graferna över VFA-produktionen ser något sånär rimliga ut, men på grund av att samtliga VFA-mätningar låg under intervallet ända tills mätningen efter 26 timmar så är osäkerheten här mycket större. Något konstigt tycks dessutom ha hänt i slutet av försöket där VFA-halten ligger på samma nivå vid mätningen efter 46 timmar som vid mätningen efter 146 timmar för att sedan öka igen mellan de sista mätningarna, vilket troligen handlar om någon typ av mätfel.

På grund av att mätvärdena legat under mätintervallen ända tills mätningen efter 20 timmar för COD och vid mätningen efter 26 timmar för VFA går det inte att direkt avgöra någon initial hydrolyshastighet. Genom att ta och beräkna produktionen per timme mellan de mätvärden som faktiskt varit inom intervallet fram till mätningarna efter 46 timmar är det ändå möjligt att få ett ungefärligt värde på de initiala hydrolyshastigheterna. Genom att göra detta fås 1,25 mg COD/g VSS·h och 0,62 mg VFA/g VSS·h vilket får ses som mycket höga värden. Till exempel gjorde Jönsson & Jansen (2006) ett liknande försök på returslam från ett annat verk utan försedimentering, vilket visade på en initial hydrolyshastighet på 0,64 mg COD/g VSS·h vid 10 grader, och då mättes dessutom löst COD genom att använda ett filter med större porstorlek varför den egentliga skillnaden kan vara ännu större.

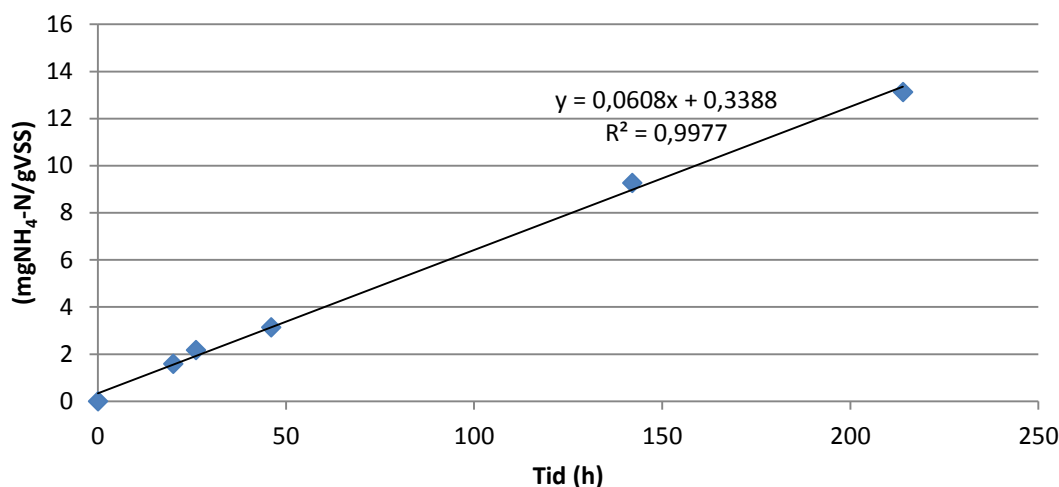
Även frigörandet av ammoniumkväve mättes under försöket. Jönsson och Jansen (2006) har i sina hydrolysförsök försökt påvisa ett samband mellan produktionen av löst COD och frigörandet av ammoniumkväve men inte lyckats. Inte heller i det här fallet kunde något övertygande samband visas, vilket åskådliggörs i Tabell 5.4 nedan.

Tabell 5.4. COD/NH₄-N kvot för reaktor R1 under hydrolysförsöket.

Tid (h)	COD/NH ₄ -N kvot
20-26	12,3
26-46	32,8
46-146	8,8
146-214	7,6
Medel	23,5

Däremot finns det ett annat mycket intressant och väldigt tydligt samband. Studeras ammoniumkvävehalten i reaktor R1 under försöket så visar det sig att förhållandet mellan ammoniumkvävehalten och tiden är närmast perfekt linjär under hela försöket (se Figur 5.9).

Produktion av NH₄-N för R1



Figur 5.9. Produktion av NH₄-N för reaktor R1 uttryckt i mg NH₄-N /g VSS.

Detta korrelerar alltså till en produktion av 0,06 mgNH₄-N/gVSSh vilket på pappret inte ser ut att vara särskilt högt. Dock blir konsekvenserna stora om hydrolysaten är tänkt att användas som kolkälla för denitrifikation. Betänks att det enligt bland andra Gillberg *et al.* (2003) går åt 3-6 g COD för att denitrifiera ett gram kväve innebär det att upp till 0,36 mg COD/g VSS·h skulle åtgå för att denitrifiera produktionen av ammoniumkväve. I princip är den effektiva produktionen av intern kolkälla för denitrifikation således bara ca 0,9 mg COD/g VSS·h vilket är en sänkning på ca 28 % från 1,25 mg COD/g VSS·h.

5.3.3 Denitrifikationsförsök

Precis som i hydrolysförsöket så togs prov på SS och VSS ut, men den här gången togs även SS och VSS ut i slutet av försöket. För att undvika problemet med avvikelser i proven togs dubbla prov på SS och VSS vilka kan ses i Tabell 5.5 nedan.

Tabell 5.5. Uppmätt SS och VSS i början och slutet av denitrifikationsförsöket.

Parameter	Start 1	Start 2	Start medel	Stopp 1	Stopp 2	Stopp medel
SS (g/l)	9,98	10,16	10,07	9,94	10,10	10,02
VSS (g/l)	8,68	8,84	8,76	8,53	8,71	8,62
VSS (% av prov)	86,9	87,0	86,9	85,8	86,2	86,0

Någon större skillnad gick inte att se på SS och VSS mellan start och stopp annat än att VSS-halten tycks sänkas något. Några större växlar ska dock inte dras utifrån detta då spädningarna med all sannolikhet har påverkat tillförlitligheten hos mätvärdena.

Under själva försöket mättes nitrat- och nitrithalterna enligt mätprogrammet nedan (se Tabell 5.6). Efter 31 minuter tillsattes kolkällan. Värdet inom parentes ligger utanför mätintervallet för aktuell mätmetod.

Tabell 5.6. Uppmätta parametrar under denitrifikationsförsöket. Värden inom parantes ligger utanför intervallet.

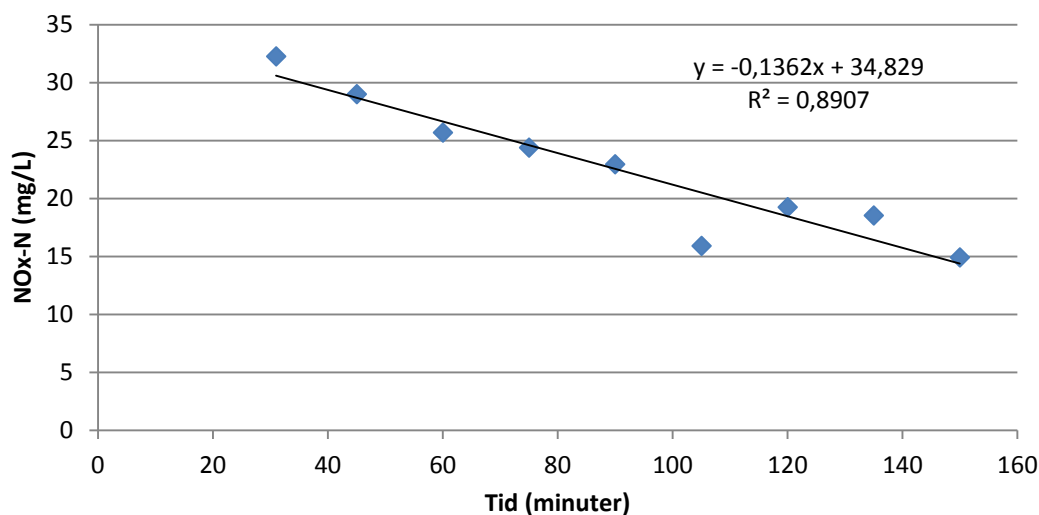
Tid (minuter)	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	NO _x -N (mg/l)	COD (mg/l)	VFA (mg/l)	pH
0	89,2	0,37	89,57	-	-	6,91
15	43,5	0,42	43,92	-	-	-
30	42,6	0,57	43,17	-	-	-
31	31,8	0,48	32,28	*	*	-
45	28,8	0,2	29	(144)	56	-
60	25,2	0,5	25,7	(102)	(28,8), >21	-
75	23,3	1,1	24,4	(77,8)	(9,2)	-
90	21,6	1,36	22,96	(64,2)	(3,4)	7,59
105	14,8	1,12	15,92	(89,3)	(1,4)	-
120	17,7	1,56	19,26	(64)	(5,2)	-
135	16,9	1,63	18,53	(66,5)	(5,7)	-
150	13,3	1,63	14,93	(80)	(5,8)	7,69

*Olycka med slam i provröret förstörde mätningarna.

På grund av ett missöde med ett spräckt filter så lyckades inte mätningarna av COD och VFA vid proven tagna efter 31 minuter då kolkällan precis tillsatts. Olyckligtvis ligger dessutom halterna av COD under mätintervallet på det efterkommande 45 minuters provet, vilket gör det svårt att avgöra om tillräcklig mängd kolkälla funnits tillgänglig vid försöket. Dock ligger 144 mg/l COD mycket nära mätintervallet på 150 mg/l, varför det åtminstone borde vara klart att åtminstone 100 mg/l funnits i slammet vid mätningen. Givet att 14 mg/l kväve denitrifieras från denna mätning fram till försökets slut och att inte mer än 6 mg COD åtgått för att denitrifiera 1 mg kväve så fås att maximalt 84 mg/l bör ha åtgått för att denitrifiera de 14 mg/l som denitrifierats sedan mätningen vid 45 minuter. Det finns därför ändå goda skäl att tro att kolkällebrist inte förekommit under försöket, även om den exakta förbrukningen av COD tyvärr inte gått att beräkna.

Genom att plotta nitrit- och nitrat-halten efter det att kolkällan tillsatts kan den specifika hastigheten beräknas genom lutningen (se Figur 5.10 nedan).

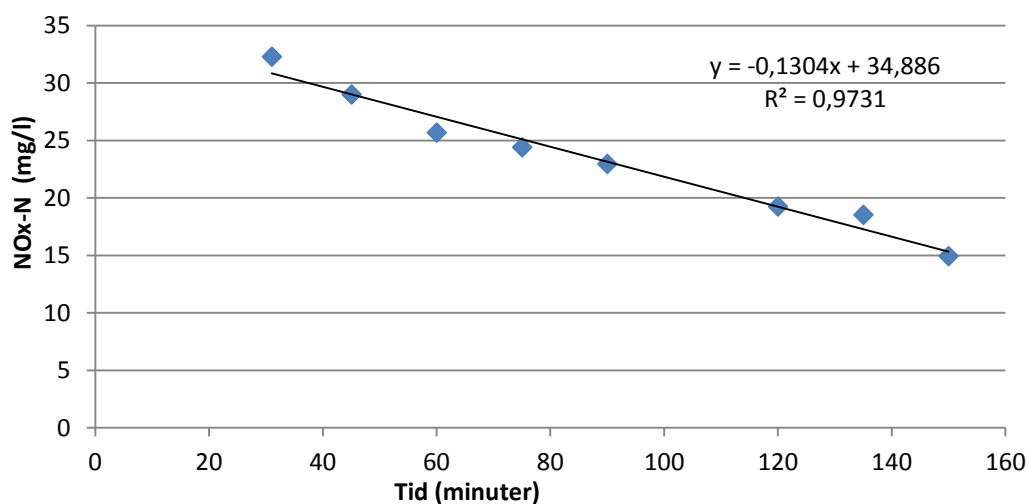
Koncentration av NO_x-N



Figur 5.10. Nitrit- och Nitratkvävehalten under denitrifikationsförsöket från det att kolkälla tillsatts tills försöket avslutades.

Uppenbarligen har något hänt vid mätningen efter 105 minuter eftersom detta mätvärde tydligt avviker från alla andra värden. Oavsett felkälla avviker värdet så mycket jämfört med övriga att det svårigen kan vara representativt. Genom att ta bort mätningen vid 105 minuter fås en betydligt rimligare kurva som är relativt linjär (se Figur 5.11 nedan).

Koncentration av NO_x-N



Figur 5.11. Nitrit+Nitrathalten under denitrifikationsförsöket från det att kolkälla tillsatts tills försöket avslutades. Ett avvikande värde vid 105 minuter har här plockats bort.

Görs en linjär regression på kurvan ovan fås att ca 0,13 mg NO_x-N denitrifieras per minut, vilket motsvarar 7,8 mg NO_x-N per timme. Genom spädningen och tillsatsen av kolkälla så borde VSS-halten i slammet under försöket varit ganska exakt 4 g/l, vilket ger en specifik hastighet på ca 1,95 mg NO_x-N/g VSS·h. För att se vilken denitrifikationshastighet som fås vid 10 grader

kan samma metod användas som för hydrolysförsöket, det vill säga använda ekvation 8 i kapitel 5.3.2. Med ett antagande om dubblerad respektive halverad denitrifikationshastighet vid en ökning respektive minskning av temperaturen på 10 grader fås en denitrifikationshastighet på ca 1,7 mg NO_x-N/g VSS·h.

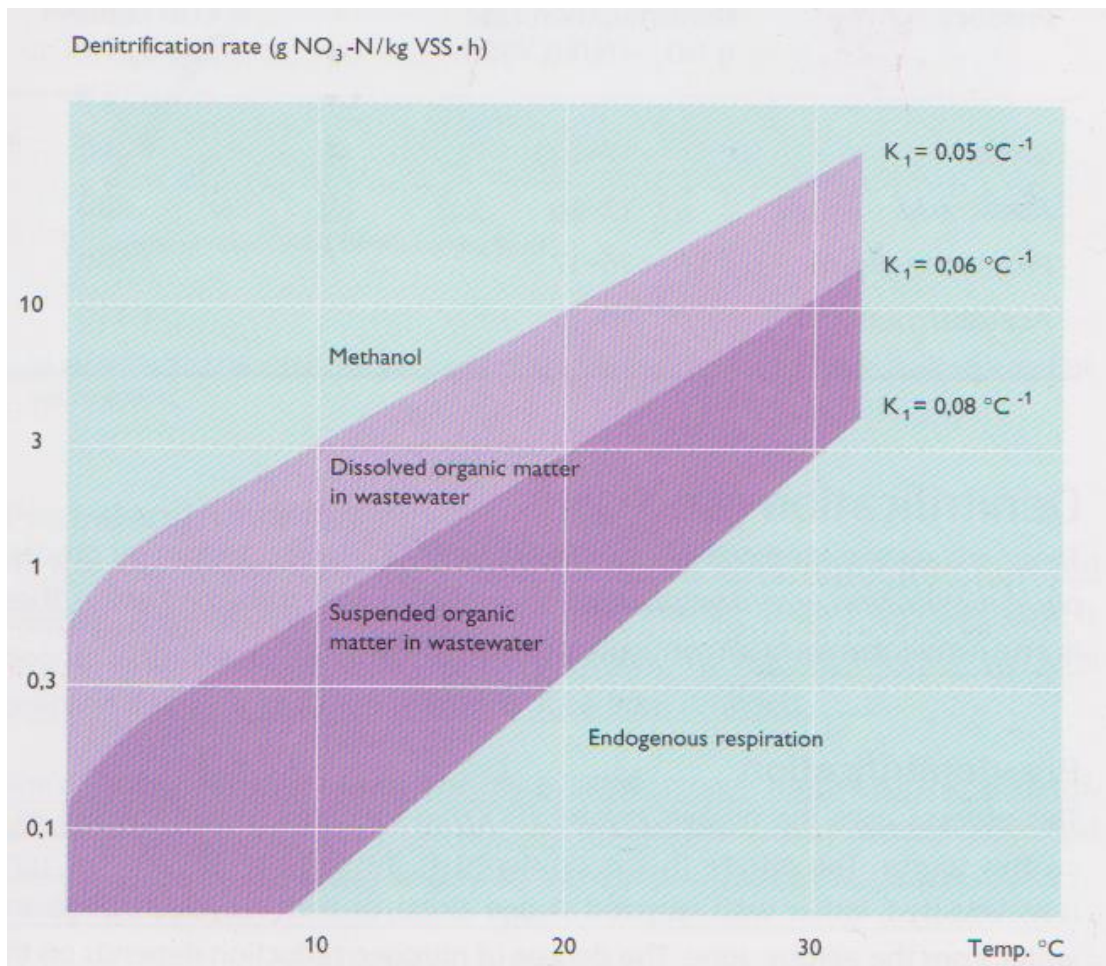
$$k_{10} = k_{12} \theta^{10-12}$$

$$\theta = 1,072$$

$$k_{12} = 1,95$$

$$k_{10} = 1,95 \cdot 1,072^{10-12} = 1,7$$

Studeras diagrammet i Figur 5.12 nedan över denitrifikationshastigheter för olika temperaturer och typ av kolkällor så ligger den beräknade denitrifikationshastigheten på 1,7 mg NO_x-N/g VSS·h mitt i intervallet för löst kolkälla vid 10 grader. 1,7 mg NO_x-N/g VSS·h och timme är alltså ett fullt rimligt resultat.



Figur 5.12. Denitrifikationshastigheter för olika kolkällor och temperaturer enligt Gillberg, et al., (2003). Publicerad med tillstånd.

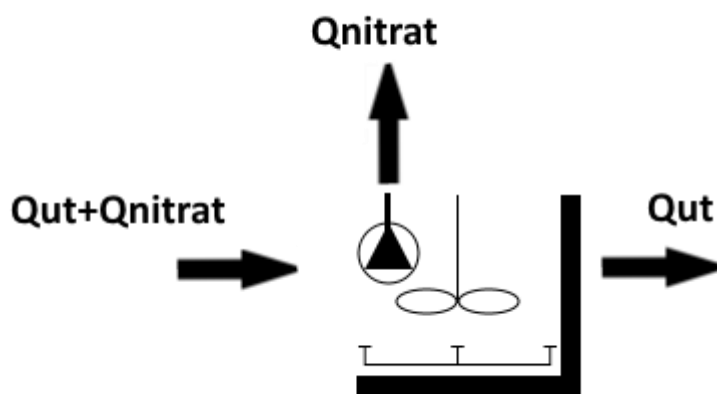
6 Kvävereningpotential

Om förslag på förbättringar av kvävereningen ska kunna utformas är det nödvändigt att först identifiera vilken potential som faktiskt finns med den nuvarande konfigurationen. Potentialen för kvävereningen beror på en mängd olika faktorer såsom tillgänglig volym i biosteget, kapacitet på pumpar och slamhalt. Med tanke på verkets utformning med fördenitrifikation så är det ytterst kapaciteten på nitratrecirkulationen som är den begränsande faktorn för hur lågt utsläpp av kväve som är möjligt, förutsatt att det finns tillräckligt med kolkälla.

6.1 Kvävereningpotentialen idag

Idag inkommer i genomsnitt ca 160 kg kväve per dag till verket. Av det inkommande kvävet avskiljs, enligt slamanalyserna från Svedala kommun (2014a; 2015a), i storleksordningen 18 700 kg kväve per år via överskottsslammet, vilket motsvarar runt 51 kg/d eller 0,06 kg kväve per kilo bioslam (51/840). Studeras utgående löst organiskt kväve så varierar denna mellan 0-3 mg/l och förutsätts att nitrifikationen är nära nog fullständig så är det rimligt att anta att medelvärdet av det utgående kvävet i form av löst organiskt kväve samt ammoniumkväve motsvarar högst 3 mg/l totalt. Med ett medelflöde på 2973 m³/d skulle den utgående mängden ammoniumkväve och löst organiskt kväve därmed motsvara ca 9 kg per dag. Vilket därmed innebär att totalt ca 100 kg kväve per dag kan komma att behöva denitrifieras (N_{Denit}).

Utförs en massbalans över biosteget (se Figur 6.1 nedan) så framgår att utgående nitrat är direkt beroende av flödet ut ur biosteget (Q) och nitratrecirkulationen (Q_{nitrat}). Den utgående mängden nitrat- och nitritkväve kan därmed beräknas enligt ekvation 10 nedan.



Figur 6.1. Massbalans över biosteget med avseende på nitrat.

$$Nitrat_{ut} = N_{Denit} \cdot \frac{Q_{ut}}{Q_{nitrat} + Q_{ut}} \quad (10)$$

Flödet över biosteget (Q_{ut}) utgör summan av inkommande flöde och retur- och överskottslampumpning. Med en genomsnittlig returslampumpning och överskottslamsuttag på ca 92-94 m³/h och ett genomsnittligt flöde på 2973 m³/d så kan flödet ut ur biosteget approximeras till ca 5200 m³/d. Enligt Svedala kommun (2001) så har nitratrecirkulationen en maxkapacitet

på ca $2 \cdot 400 \text{ m}^3/\text{h} = 19200 \text{ m}^3/\text{d}$, vilket dock är ett något osäkert värde, men som ändå gör det möjligt att beräkna en ungefärlig ur biosteget utgående nitrathalt.

$$\text{Nitrat}_{ut} = 100 \cdot \frac{5200}{19200 + 5200} = 21,3 \text{ kg} = 4,1 \text{ mg/l}$$

Utgående nitrathalt ur biosteget kan dock inte riktigt sättas till att vara ekvivalent med utgående nitrathalt till recipienten eftersom det med all säkerhet sker en viss denitrifikation även i mellansedimenteringen, då förhållandena där är att betrakta som anaeroba. Denitrifikationshastigheten kommer dock att vara låg eftersom all löst, och därmed lättillgänglig, kolkälla borde ha försvunnit i de luftade zonerna. Dessutom minskar slamkoncentrationen på utgående vatten mycket snabbt under färden mot utgången och det är därför inte rimligt att räkna in någon minskning av nitrathalten på det utgående vattnet, även om det troligen förekommer. För vattnet som följer med returslammet ökar dock slamkoncentrationen mycket snabbt. Ponderas att VSS-halten i returslammet som medel ligger kring 9 g/l och att hydrolyshastigheten är på $1,25 \text{ mg COD/g VSS} \cdot \text{h}$ så bildas varje timme runt 11 mg COD/l vilket är tillräckligt för att denitrifiera nästan 2 mg/l nitratkväve. Med all säkerhet är uppehållstiden på varje slampartikel åtminstone några timmar, varför det borde vara rimligt att anta att inget eller försumbara mängder nitrat återförs till biosteget via returslammet.

Summeras utgående nitrat med den tidigare uppskattade utgående halten av löst organiskt kväve och ammoniumkväve på 3 mg/l fås en utgående totalkvävehalt på $7,1 \text{ mg/l}$. Vilket överensstämmer bra med Cimbritz (2014) uppskattning på ca $7\text{-}8 \text{ mg/l}$ i kvävereningspotential. Vidare kan konstateras att ca 80 kg/d nitratkväve behöver denitrifieras i zon 2 och eventuellt efterkommande anoxiska zoner.

6.2 Kvävereningspotential 2030

År 2030 beräknades det prognosticerade medelflödet till ca $3600 \text{ m}^3/\text{d}$ och inkommande kväve ca 198 kg/d (se kapitel 3.3). Tolereras ett utsläpp på 3 mg/l ammoniumkväve samt löst organiskt kväve, återstår ca 188 kg kväve. Idag binds ca $0,06 \text{ kg}$ kväve per kg bioslam, vilket innebär att det med 2030 års prognosticerade bioslamsproduktion på 1060 kg kommer att bindas ca 63 kg kväve i slammet, förutsatt att kvoten är densamma även 2030. Därmed kvarstår ungefär 125 kg/d som skulle kunna behöva denitrifieras. Troligen kommer returslamspumpningen och överskottslamsuttaget att ha ökat till 2030 varför ett högre flöde över biosteget är troligt. Antas att ökningen av pumpningen motsvarar den ökade slamproduktionen fås en ökning med ca 25% , vilket med ett medelflöde in till verket på $3600 \text{ m}^3/\text{d}$ ger $Q_{ut} = 6400 \text{ m}^3/\text{d}$. Görs en massbalans enligt samma metod som i kapitel 6.1 fås en utgående nitratkvävehalt på ca $4,9 \text{ mg/l}$.

$$\text{Nitrat}_{ut} = 125 \cdot \frac{6400}{19200 + 6400} = 31,3 \text{ kg} = 4,9 \text{ mg/l}$$

Summeras utgående nitrat med den tidigare uppskattade utgående halten av löst organiskt kväve och ammoniumkväve blir utgående kväve ca $7,9 \text{ mg/l}$. Den faktiska mängd kväve som behöver denitrifieras i zon 2 och eventuellt efterkommande anoxiska zoner blir därmed ca 95 kg/d i genomsnitt.

6.3 Tänkbara begränsningar idag

6.3.1 Låg nitratrecirkulation

I dagsläget så går de båda nitratpumparna endast på 50 % av maximal kraft. Enligt Linde (2015) så innebär detta ett flöde på ca 240 m³/h och pump, men värdet är osäkert. Antas att flödet ändå stämmer skulle nitratrecirkulation per dygn inte uppgå till mer än $Q_{\text{nitratrecirkulation}}=11\,500\text{ m}^3/\text{d}$. Görs en ny kvävereningspotentialberäkning enligt metoden i ”6.1 Kvävereningspotentialen idag” så kan den faktiska kvävereningspotentialen idag beräknas:

$$\text{Nitrat}_{ut} = 100 \cdot \frac{5200}{11500 + 5200} = 31,1\text{ kg} = 6,0\text{ mg/l}$$

Den teoretiskt möjliga genomsnittliga totalkvävehalten ut borde därför bli ca 9,0 mg/l. Vilket jämfört med 2013 års resultat på 9,2 mg/l och framförallt 2014 års medelvärde på 7,6 mg/l indikerar att kvävereningen faktiskt är fullgod och till och med något bättre än vad kvävereningspotentialen beräknades till. Den beräknade kvävereningspotentialen ska dock tas med en nypa salt eftersom massbalansen enbart beaktar medelflödet, och att denitrifikationen av det från mellansedimenteringen utgående vattnet trots allt skulle kunna vara ganska hög stundtals. Resultatet är dock en indikation på att det idag troligen inte går att genomföra några omfattande förbättringar av kvävereningen, utan ändrad process, annat än att öka upp nitratrecirkulationen till maximal styrka.

6.3.2 Tidvis dålig nitrifikation och driftsstörningar

I 2013 års kontrollprogram (Svedala kommun, 2014a) så ligger den utgående ammoniumkvävehalten (se Figur 6.2 nedan) i de flesta fall nära 0 mg/l med ett fåtal mätvärden som ligger högre, mellan 1-3 mg/l, vilket är vad som kan väntas vid fullgod nitrifikation. Vad som dock är märkligt är att ett mätvärde sticker ut betydligt med hela 9,3 mg/l i ammoniumkvävehalt (se markeringen i Figur 6.2).

	BOD₇ mg/l	COD mg/l	tot-P mg/l	tot-N mg/l	NH₄-N mg/l	SS mg/l
Januari	4	32	0,075	8,8	0,26	7,9
	< 3,0	30	0,13	8,5	0,47	4
Februari	< 3,0	30	0,1	8,2	1,2	10
	< 3,0	44	0,12	5,9	0,24	10
Mars	6	50	0,11	8,3	0,46	7,2
	4	40	0,11	6,5	1,2	7,4
April	< 3,0	36	0,066	9,3	1,3	7,4
	< 3,0	48	0,14	11	0,38	9,1
Maj	< 3,0	50	0,16	7,7	0,33	8,8
	8	56	0,34	9,7	2,1	8,9
	< 3,0	36	0,19	7,7	0,9	14
Juni	3	56	0,11	14	9,3	8,8
	< 3,0	38	0,11	11	0,26	13
Juli	< 3,0	< 30	0,13	6,3	0,28	12
	< 3,0	46	0,094	9,5	0,21	9,3
Augusti	< 3,0	30	0,087	6,9	0,26	9,2
	< 3,0	42	0,1	7,2	0,2	9,9
September	< 3,0	38	0,11	7,6	0,22	9,4
	< 3,0	36	0,23	8,1	0,55	6,5
Oktober	< 3,0	36	0,15	8,5	0,42	6,8
	5	32	0,27	13	2,6	9,7
November	4	40	0,2	12	1,5	3,9
	< 3,0	32	0,38	11	0,26	8,8
	< 3,0	< 30	0,18	11	0,47	7
December	< 3,0	34	0,24	12	1,2	9
	4	32	0,075	8,8	0,24	7,9
Medel	<3,5	<39	0,16	9,2	1,1	8,7

Figur 6.2. Halter av BOD₇, COD, tot-P, tot-N, NH₄-N och SS vid olika mättillfällen 2013 i det utgående vattnet enligt Svedala kommun (2014a).

I många fall kan de här ammoniumtopparna, som också förekommer andra år, härledas till högt flöde och låg vattentemperatur enligt Linde, (2015). Vilket skulle vara ganska logiskt eftersom slamflykt och därmed störd nitrifikation ganska lätt uppkommer vid högflödestillfällena. Dock är det inte alla ammoniumtoppar som kan kopplas samman till höga flöden. I fallet ovan ligger flödet till och med under medel varför höga flöden och slamflykt inte går att ange som orsak i det här fallet.

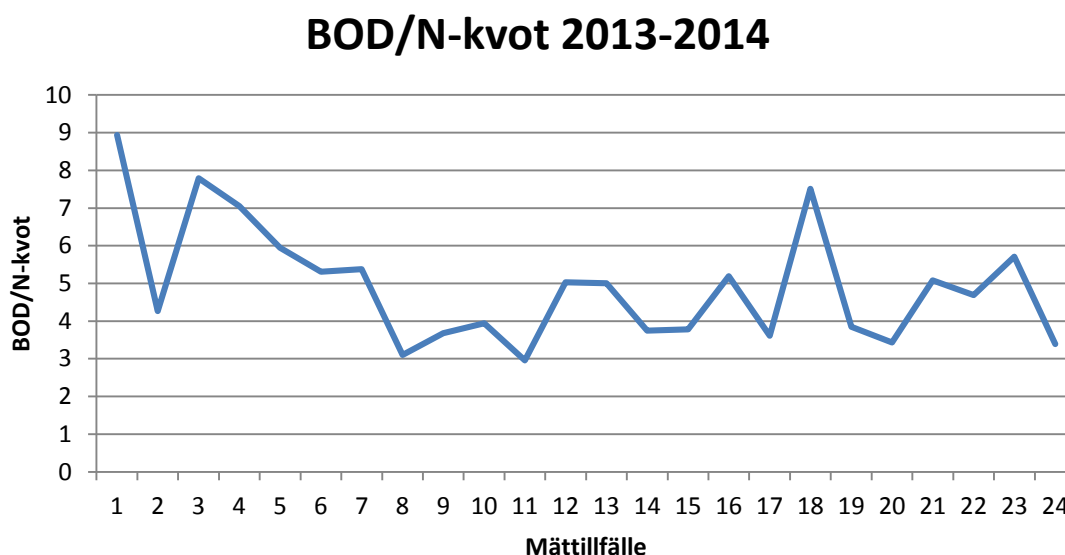
En tänkbar förklaring till det höga värdet kan vara att det handlar om någon form av driftsstörning, tillfälligt ammoniumutsläpp eller liknande eftersom det enligt Linde, (2015) uppmätts höga utgående totalkvävehalter vid samma tillfälle. Eventuellt skulle det också kunna röra sig om någon form av hämning då giftiga ämnen från till exempel Sturups flygplats lätt skulle kunna hämma nitrifikationen. Oavsett vad som orsakat den höga halten utgående ammoniumkvävehalten ovan så går det inte helt att undvika att liknande händelser oavsett hur mycket som görs i förbyggande syfte. Därför måste det finnas en viss marginal i reningen för att ta höjd för detta. Exakt hur stor marginal som är nödvändig kan diskuteras, men det kan

konstateras att kvävereningspotentialen ligger ganska nära den faktiska kvävereningen de senaste två åren. Oförutsedda händelsers påverkan på kvävereningen torde därmed inte ha så stor betydelse på kvävereningen och med en framtida kvävereningspotential på runt 8 mg/l vore det ganska osannolikt att oförutsedda händelser likt det ovan skulle äventyra kravet.

6.3.3 Brist på kolkälla

En möjlig begränsning för kvävereningen på Svedalas avloppsreningsverk skulle kunna vara att det ibland råder brist på kolkälla till denitrifikationen, något som Cimbritz (2014) anger som en möjlighet. För fullständig denitrifikation så menar Jansen, (2012) att det går åt ca 4,5 g BOD₇ per gram nitratkväve som ska denitrifieras, vilket alltså måste finnas tillgängligt för att kolkällebrist ska kunna uteslutas.

Beräknas BOD₇/N kvoterna för det inkommande vattnet 2013-2014 enligt kontrollprogrammen för 2013 och 2014 (Svedala kommun, 2014a; 2015a) så kan variationen i BOD₇/N kvoten illustreras i Figur 6.3 nedan.



Figur 6.3. BOD₇/N-kvot för 2013-2014 enligt Svedala kommun (2014a; 2015a).

Variationen i BOD₇/N är alltså ganska kraftig men det verkar som om en BOD₇/N-kvot på runt 3 är minimum, givet att de förhållandevis få mätvärdena är representativa för inkommande BOD₇/N-kvot. Dock är det enligt beräkningarna för kvävereningspotentialerna i kapitel 6 vid medelförhållanden enbart ca hälften av kvävet som behöver denitrifieras varför de faktiska BOD₇/N-kvoterna borde vara cirka dubbelt så stora. Men, med varierande flöden och mängd kväve som assimileras behöver förhållandet mellan inkommande kväve och kväve som denitrifieras inte vara just 50 %. Kolkällebrist skulle därför mycket väl ändå kunna föreligga om mer än 60-70 % av det inkommande kvävet behöver denitrifieras vid något tillfälle med låg inkommande BOD₇/N-kvot. Jämförs kvävereningspotentialen med den faktiska kvävereningen finns det dock, som tidigare konstaterat, ingen tydlig indikation på att något begränsar kvävereningen nämnvärt varför kolkällebrist troligtvis inte är något problem. Dessutom är, av hydrolysförsöket att döma (se kapitel 5.1 och 5.3.2), den interna hydrolysen troligtvis väldigt hög varför eventuella kolkällebrister troligtvis kompenseras en del av detta.

6.4 Vad begränsar kvävereningen 2030?

Även om dagens kväverening tycks fungera väldigt bra behöver detta inte vara fallet 2030 då inget tyder på att det inkommande belastningarna och flödena kommer att minska.

6.4.1 Otillräcklig biostegsvolym

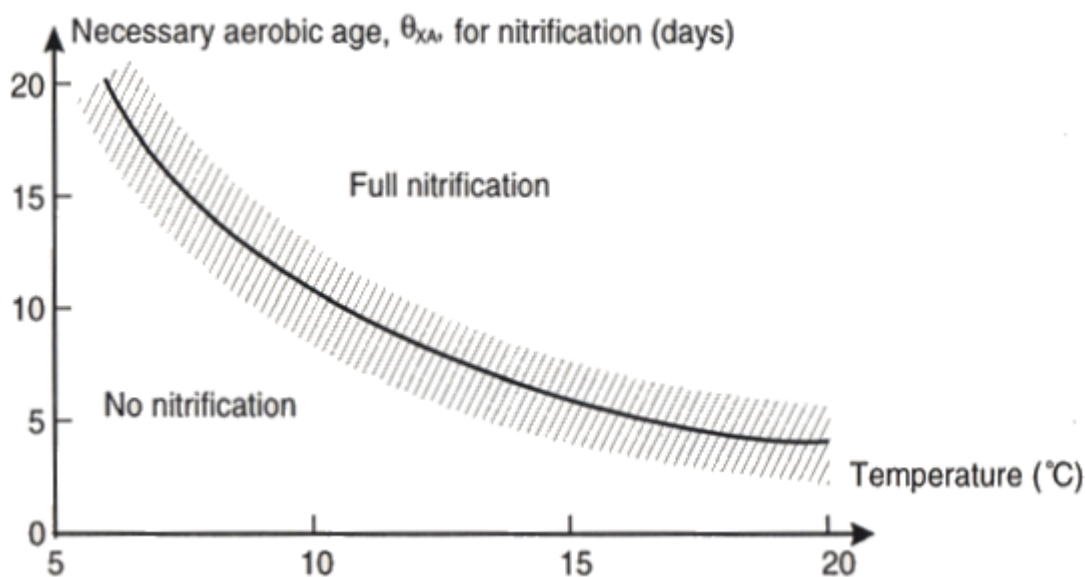
För att kvävereningen ska kunna fungera optimalt måste det finnas tillräckligt med volym både för nitrifikation och denitrifikation. Som tidigare visats tycks tillräckliga volymer finnas tillgängliga idag eftersom kväveutsläppen sammanfaller med kvävereningspotentialen. Detta behöver emellertid inte vara fallet år 2030 om verket drivs och sköts på samma sätt, varför den framtida behövda biostegsvolymer måste beräknas.

Nödvändig nitrifikationsvolym 2030

För Svedala så låg den lägsta medeltemperaturen på avloppsvattnet under längre perioder på ca 10 grader 2013-2014 enligt mätdata från Svedala kommun (2015d). Vid dimensionering menar Norskt vatten (2009) en aerob slamålder på 10 dagar krävs för fullgod nitrifikation. Vilket i så fall skulle innebära att 2600 m³ aerob volym krävs.

$$Vol_{nit} = \frac{10 \cdot 1170}{4,5} = 2600 m^3$$

Vilket är en bra bit över den volym som idag finns tillgänglig. Emellertid anger Henze, et al. (1997) att en aerob slamålder på runt 8 dagar vid 10 graders vattentemperatur ibland kan vara tillräcklig för fullgod nitrifikation (se Figur 6.4 nedan):



Figur 6.4. Behövda aerob slamålder för fullständig nitrifikation för olika temperaturer enligt Henze, et al. 1997. Publicerad med tillstånd av Jes la cour Jansen.

I praktiken körs redan verket med en aerob slamålder på under 8 dagar vintertid eftersom verket körs med en nitrifikationsvolym på 1614 m³, MLSS på 4,5 kg/m³ enligt Cimbritz (2014), vilket med en beräknad slamproduktion på 930 kg/d ger en aerob slamålder på 7,8 dagar.

$$\text{Aerob slamålder} = \frac{4,5 \cdot 1614}{930} = 7,8 \text{ dagar}$$

Det vore därmed rimligt att anta 7,8 dagars aerob slamålder faktiskt är tillräckligt även 2030. Eventuellt skulle det kanske kunna vara möjligt med en ännu lägre aerob slamålder, men troligen skulle det ge en sämre stabilitet och ökad risk för störningar i reningen. Det är därför nog ändå klokt att använda 7,8 dagar då detta bevisligen har fungerat relativt bra de senaste åren. Med 7,8 dagars aerob slamålder fås då istället en behövd nitrifikationsvolym på 2030 m³ med nuvarande process, vilket är betydligt mindre än de 2600 m³ som krävs vid 10 dagars aerob slamålder.

$$\text{Vol}_{nit} = \frac{7,8 \cdot 1170}{4,5} = 2030 \text{ m}^3$$

Nödvändig denitrifikationsvolym 2030

Mätningar av VSS på returslammet som gjordes vid hydrolysförsöket och vid denitrifikationsförsöket (se kapitel 5) visade att VSS-halten låg på ca 0,85-0,87 vid samtliga initiala mätningar, varför det åtminstone går att anta en VSS-halt på 0,85 i biosteget. Sedan tidigare beräknades att ca 95 kg nitratkväve behöver denitrifieras 2030 om kvävereningen ska gå för fullt. Dock är detta inte nödvändigt under vintermånaderna för att klara av kvävereningen, utan då räcker det troligen med ca 7 mg/l nitrat/nitritkväve + (3 mg/l ammonium- och löst organiskt kväve) ut från biosteget för att uppfylla 10 mg/l kravet. Teoretiskt skulle det vara möjligt att tolerera en ännu högre utgående totalkvävehalt på vintern om sommaren kompenserar upp detta, men för att ha lite marginal till godo är det nog ändå klokt att inte tolerera en högre utgående totalkvävehalt än så. Tolereras en utgående totalkvävehalt på 10 mg/l behöver enbart ca 85 kg kväve denitrifieras per dag i biosteget i genomsnitt. Med en högsta slamhalt på 4,5 kg/m³ och ett antagande om att denitrifikationshastigheten är lika hög som den beräknade hastigheten vid 10 grader i denitrifikationsförsöket (se kapitel 5.3.3) skulle det därmed behövas ca 550 m³.

$$\text{Vol}_{Denit} = \frac{85}{4,5 \cdot 0,85 \cdot 24 \cdot 0,0017} = 550 \text{ m}^3$$

Vilket troligtvis är lite av en glädjekalkyl eftersom det är långt ifrån säkert att det alltid finns löst COD i så stor mängd att denitrifikation kan ske med så hög hastighet. Rent empiriskt kan det dock konstateras att hastigheten bevisligen varit tillräcklig för att klara av dagens värsta förhållanden med 10 grader i vattnet, 406 m³ anoxisk volym efter nitratrecirkulationen, slamhalt på 4,5 kg/m³ och 70 kg kväve som behöver denitrifieras i biosteget. Genom att lösa ut denitrifikationshastigheten med dessa förutsättningar fås därför något som kan tänkas vara en lägsta hastighet, i det här fallet 0,0018g NO_x-N/g VSS·h

$$\text{specifik hastighet} = \frac{70}{4,5 \cdot 0,85 \cdot 406 \cdot 24} = 0,0018 \text{ g NO}_x - \text{N} / \text{g VSS} \cdot \text{h}$$

Intressant nog tycks alltså denitrifikationshastigheten till och med vara något högre än vad som uppmättes i denitrifikationsförsöket. Förvisso var metoden ovan något trubbig men det går åtminstone att konstatera att denitrifikationen tycks gå med full hastighet i stort sett hela tiden, vilket i sig inte är så förvånande med tanke på den höga hydrolyshastigheten. Dessutom är det troligt att det vintertid kommer in en del glykol (som är en utmärkt kolkälla) från

flygplansavisning på Sturup, vilket skulle kunna vara en förklaring till den högre denitrifikationshastigheten. Räknas den nödvändiga denitrifikationsvolymen om med den nya denitrifikationshastigheten fås att ca 520 m³ denitrifikationsvolym är nödvändigt.

$$Vol_{Denit} = \frac{85}{4,5 \cdot 0,85 \cdot 24 \cdot 0,0018} = 520 \text{ m}^3$$

Summerad nödvändig biovolym

Summerat kommer det alltså att krävas en biostegsvolym 2030 på ca 2550 m³ vilket överstiger dagens tillgängliga volym på 2460 m³. Volymbristen blir i själva verket ännu större eftersom avluftningszonerna utgör en del av biosteget med sina 240 m³ samt att zon 1 i respektive linje med totalt 230 m³ ligger bakom nitratrecirkulationen och dessutom är att betrakta som en anaerob volym, vilket i praktiken sänker den tillgängliga volymen ner till ca 2000 m³. Antingen behöver alltså volymen ökas med ca 550 m³ fram till 2030 eller så måste det ske ett bättre utnyttjande av den befintliga volymen som motsvarar detta.

7 Åtgärder för förbättrad kväverening

7.1 Ökad nitratrecirkulation

Jämförs den maximala nitratrecirkulationen med dagens recirkulation så finns det i teorin möjlighet att minska utsläppen med närmare 2 mg/l totalkväve på årsbasis, vilket är betydande. Troligtvis skulle det dock inte gå att få en så stor sänkning vintertid eftersom denitrifikationsvolymen blir begränsande, men under sommarmånaderna finns det inget sådant hinder. Och även en så låg sänkning som 1 mg/l kväve på årsbasis kan utgöra tungan på vågen för om kvävereningen ska klaras av ett specifikt år eller inte. Driftsekoniskt skulle en ökning av pumpningen förvisso betyda ökad energiförbrukning, men enbart marginellt. Enligt Svedala kommun (2001) drar en pump vid maxkapacitet ca 1,5 kW vilket innebär att en dubblerad effekt till båda pumparna enbart skulle ge ett ökat effektuttag om ca 1,5 kW. Detta motsvarar ca 13 000 kWh per år, en ökning av verkets elförbrukning på dryga procenten. Visserligen är det tänkbart att pumparna också slits mer, men även med detta i beaktande är det fortfarande ett mycket billigt sätt att klara kvävereningskravet längre.

7.2 Kemsramsavskiljning

Eftersom kemslammet i princip inte består av någon VSS överhuvudtaget så bidrar inte kemslammet med någonting i biosteget förutom att binda upp inkommande löst fosfor. VSS-halten i biosteget skulle därför kunna ökas om kemslammet istället för att ledas till sandfånget förs direkt till ett slamlager. Detta skulle förvisso innebära förändrade driftstrategier för slamhanteringen då slamvolymerna kan tänkas öka, men det är svårt att förutse exakt hur stor påverkan skulle bli.

Antas att VSS-halten i kemslammet ligger nära 0 kan en ökning av VSS-halten från 0,85 till 0,94 i biosteget anses vara omöjlig givet att kemslammet utgör ca 10 % av slammet i biosteget. För denitrifikationen så skulle detta innebära att den maximalt behövda volymen kan minskas ner från 520 m³ till 470 m³.

$$Vol_{Denit} = \frac{85}{4,5 \cdot 0,94 \cdot 24 \cdot 0,0018} = 470 \text{ m}^3$$

Den stora vinsten med att avskilja kemslammet ligger dock i att slamproduktionen i biosteget minskar, vilket innebär en ökning av den aeroba slamåldern. Den behövda nitrifikationsvolymen 2030 kan därför minskas ner från 2030 m³ till 1840 m³.

$$Vol_{nit} = \frac{7,8 \cdot 1060}{4,5} = 1840 \text{ m}^3$$

Totalt sett skulle alltså den behövda volymen minska ner från 2550 till 2310 m³ vilket är en god bit på vägen ner mot de 2000 m³ som eftersträvas.

Det finns dock ett ganska stort problem med att införa kemsramsavskiljning och det är att det i mellansedimenteringen vid höga slamhalter på 4,0-4,5 g/l kan ske slamflykt redan vid 240 m³/h. Med ett framtida medelflöde på ca 150 m³/h kommer 240 m³/h att överskridas betydligt oftare än idag, vilket kan göra det svårt att upprätthålla rätt slamhalt i biosteget över tid. Dessutom kommer nitrifikationen att påverkas negativt av den slamflykt som äger rum då förlorat slam,

som inte återförs, innebär att den aeroba slamåldern sänks. Problemet skulle dock kunna lösas förhållandevis enkelt genom att installera någon sorts styrning som känner av när slamhalten i biosteget understiger ett visst börvärde eller när slamflykt från mellansedimentering sker, varpå pumpningen av slam från slutsedimenteringen automatiskt kopplas om tillbaka till biosteget. Detta innebär förvisso en viss kostnad i form av reglerutrustning, men skulle förmodligen vara en ganska kostnadseffektiv lösning på problemet.

En viktig aspekt som också är värd att ta upp är att det troligen kommer att ske ett sämre utnyttjande av fällningskemikalierna med tanke på att dessa inte längre recirkuleras. En större kemikaliedos än idag kan alltså vara nödvändig för att komma ner i samma utgående fosforhalt. Risken blir också att svängningarna i inkommande fosforhalt blir större eftersom det i alla fall i teorin enbart kommer att ske assimilation av fosfor i biosteget. I praktiken kommer det med stor sannolikhet dock bli så att en viss biologisk fosforavskiljning (bio-P) per automatik kommer att etableras i biosteget givet den goda hydrolyshastigheten och verkets utformning. Oavsett finns det goda skäl att misstänka att fosforhalterna in till den kemiska fällningen kommer att variera mer än vad som sker idag. Frågan är därför om inte dosering av kemikalier borde ske efter den faktiska inkommande fosforhalten till kemflockbassängen istället för att som idag doseras med en konstant dos. Förvisso skulle det innebära att onlinemätning av fosfor in till flockningsbassängen är nödvändigt vilket troligtvis skulle kosta en hel del i installationskostnad. Men förmodligen är det en investering som i det långa loppet är lönsam då det går att spara in en hel del kemikalier på detta.

7.3 Höjning av slamhalten vintertid

En logisk åtgärd för att minska ner den behövda biostegsvolymen är att öka slamhalten i biosteget vintertid. Ökas slamhalten från 4,5 g/l upp till 5 g/l så innebär det en ganska stor besparing i både nödvändig nitrifikationsvolym och nödvändig denitrifikationsvolym.

$$Vol_{nit} = \frac{7,8 \cdot 1170}{5} = 1830 \text{ m}^3$$

$$Vol_{Denit} = \frac{85}{5 \cdot 0,85 \cdot 24 \cdot 0,0018} = 470 \text{ m}^3$$

På pappret rör det sig alltså om en minskning av den nödvändiga volymen från 2550 m³ ner till 2300 m³, vilket är i samma paritet som vad kemslamsavskiljning skulle kunna ge.

En höjning av slamhalten ställer dock större krav på sedimenteringsbassängerna och kan ur denna synvinkel vara problematisk. Detta eftersom mellansedimenteringen enligt sedimenteringskapacitetsberäkningarna (se kapitel 4), som förvisso är lågt beräknade, ger vid handen att ca 200-250 m³/h skulle klaras av mellansedimenteringen utan slamflykt vid denna slamhalt. Å andra sidan skulle flöden upp till ca 500-600 m³/h kunna klaras av om slutsedimenteringen också räknas in, men det är osäkert hur nitrifikationen skulle reagera på den längre uppehållstiden i sedimenteringen som en sådan lösning medför. Någon form av förbiledning av biosteget och mellansedimenteringen bör därför också införas för att undvika alltför stora slamflykter.

7.4 Tillförsel av internt producerad kolkälla

Även om brist på kolkälla är otrolig så kan det ändå inte uteslutas att de stundom förekommer. Extra kolkälla kan också vara nödvändig om man någon gång vill införa bio-P på verket. Någon form av hydrolysvolym kan därför vara värd att utreda. Cimbritz (2014) har tidigare föreslagit att ta en slamförtjockare eller slamlager i anspråk för detta, men givet att kemslamsavskiljning äger rum och att det därmed riskerar bli extra stora slamvolymmer är detta en mindre bra lösning. En tänkbar idé, som tyvärr aldrig hann testas i praktiken, är att det i rejektvattnet från centrifugen finns löst kolkälla som idag luftas bort i inloppspumpstationen dit rejektvattnet återförs. Anledningen till att man kan misstänka detta är att slammet i slambehandlingen lagras behandlas under anaeroba former och dessutom under ungefär så lång tid som visat sig vara optimalt i hydrolysförsöket (ca 2-3 dagar).

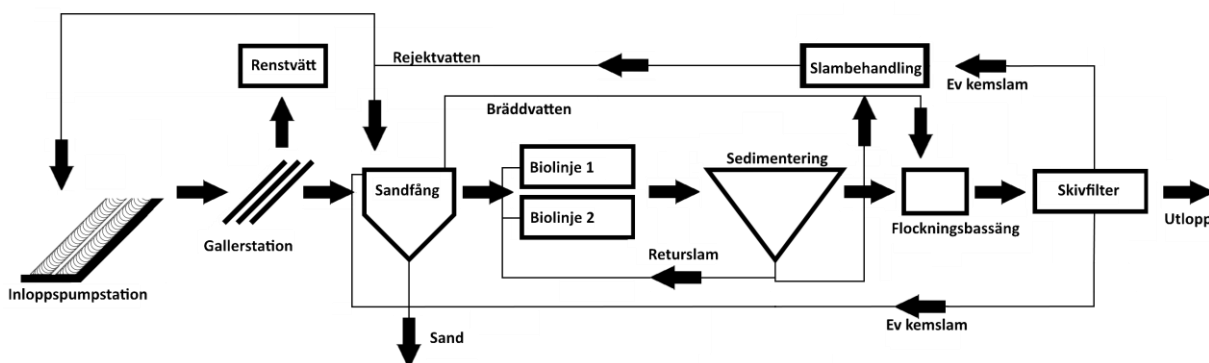
Förvisso kan inte all bildad kolkälla i slammet tas till vara på detta sätt, men även om enbart 50 % skulle gå att utvinna blir den totala nyttan större än vad en slamlagervolym på ca 70 m³ kan ge eftersom ca 100 m³ överskottslam går till slambehandlingen varje dag.

Rent praktiskt skulle rejektvattnet från centrifugen kunna ledas till en tank och sedan doseras ut kontinuerligt under dygnet, men smidigare hade troligtvis varit att undersöka om det finns några trender avseende BOD₇/N-kvoten under dygnet och helt enkelt köra centrifugen när på dygnet som BOD₇/N-kvoterna är som lägst.

8 Skivfilter

Ett alternativ till avskilja kemsлам genom sedimentering är att använda sig av någon typ av filter för detta ändamål. I ett pilotförsök utfört av Langer *et al.* (2012) har det visat sig vara möjligt att uppnå en utgående totalfosforhalt på mindre än 0,1 mg/l genom att använda både järnsalter och polymer i en efterfällning och sedan avskilja det bildade kemsلامet med skivfilter med 10 µm portjocklek. Skulle det vara möjligt att implementera en liknande lösning i fullskala på Svedala avloppsreningsverk så skulle det innebära att de tre slutsedimenteringsvolymerna på 1800 m³ skulle kunna ersättas av en betydligt mindre skivfilteranläggning. Används den frigjorda volymen som biovolym så innebär det dessutom en ökning av verkets kapacitet på över 50 %, varför en skivfilterlösning är en väldigt attraktiv lösning för att klara ett framtida 0,1 mg/l fosforkrav.

För att kunna påvisa att det med skivfilter är möjligt att uppnå 0,1 mg/l fosfor ut även i fullskala togs kontakt med företaget Hydrotech som tillverkar skivfilter och som tillhandahållit skivfiltret i Langer *et al.* (2012) pilotförsök. Efter en dialog med Hydrotech och en del bollande fram och tillbaka med överslagsmässiga beräkningar och antaganden så gjorde Hydrotech en grov dimensionering av hur en sådan lösning skulle kunna se ut. Hydrotechs (2015) lösning blev ett system bestående av 2 stycken skivfilter med kapacitet att tillsammans klara upp till 1000 m³/h i flöde, vilket skulle möjliggöra att behandla i princip alla flöden in till verket. Processmässigt skulle den här lösningen se ut som i Figur 8.1 nedan.



Figur 8.1: Preliminärt processschema med skivfilter istället för slutsedimentering.

Det handlar i princip inte om några större ändringar i processschemat mer än att slutsedimenteringsvolymerna ersätts av skivfilter istället och att bräddning av vatten från sandfånget till flockningsbassängen införs.

För att Hydrotechs (2015) skivfilterlösning ska klara av att avskilja så mycket fosfor att kravet på 0,1 mg/l ut uppnås måste dock rätt förutsättningar finnas för skivfiltren. Primärt handlar det om att den till skivfiltren inkommande susphalten måste hållas låg, under 80 mg/l enligt Hydrotech (2015) då kapaciteten kraftigt försämras vid högre susphalter. Bräddning är därför en absolut nödvändighet för att undvika slamflykt från sedimenteringen. Vidare ställer Hydrotech (2015) också krav på den till flockningsbassängen inkommande fosforhalten som som medel måste vara under 1,0-1,2 mg/l (maximalt 50 % i löst form) och maximalt 2 mg/l (maximalt 50% i löst form) för att tillräckligt mycket fosfor ska kunna avskiljas. Samtliga dessa villkor måste alltså vara uppfyllda samtidigt för att skivfilteranläggningen ska kunna fungera optimalt, varför lämpliga åtgärder för att åstadkomma detta utreds i resten av kapitlet.

8.1 Brytpunkter för bräddning

En av Hydrotechs (2015) grundförutsättningar var att inkommande susphalt till filtret hålls lågt, under 80 mg/l. Slamflykt från mellansedimenteringen får därför inte förekomma, varför bräddning förbi mellansedimenteringen är en absolut nödvändighet. Bräddning medför förstas ökade utsläpp eftersom det bräddade vattnet inte renas, men leder å andra sidan till en stabilare nitrifikation vilket skulle kunna minska antalet ammoniumtoppar. Ander (2011) som gjort en utredning av bräddningsmöjligheter för Svedala avloppsreningsverk har föreslagit en brytpunkt vid flöden på över 350 m³/h, men har då använt 4 kg SS/m²h dimensioneringsregeln och även tagit hänsyn till slutsedimenteringen. Enligt beräkningarna gjorda via Norskt vattens (2009) regler (se Tabell 4.1 i 4.1.3 Avskiljning av aktivt slam) är snarare en brytpunkt på ca 250-300 m³/h lämplig för att verkligen vara säker på att slamflykt inte sker (med 450 ml/l eller 4,5 g/l i slamhalt). 2030 skulle det innebära att upp till 4,3 % av allt inkommande vatten kan behöva bräddas enligt varaktighetsstudien för 2030 vilket är en hel del. För att fosforkravet ska uppnås behöver bräddvattnet dock gå igenom kemdoseringsanläggningen och skivfiltret, varför bräddningen inte kommer att ge upphov till något extra fosforutsläpp. Antas att skivfiltret skiljer bort slam lika bra som en sedimenteringsvolym kan dessutom en BOD₇ reducering av det bräddade vattnet på i alla fall 30 % också uppnås (Gillberg *et al.*, 2003).

Vid så höga flöden att bräddning är nödvändigt så kommer med all säkerhet inte avloppsvattnet vara medelkoncentrerat utan istället vara utspätt. Ett enkelt antagande skulle kunna vara att koncentrationen i vattnet är hälften av medelkoncentrationen vid flöden på dubbla medelflödet, och 1/3 av koncentrationen vid 3 gånger medelflödet och så vidare. Detta antagande stämmer givetvis inte alltid men borde ändå vara en rimlig grundprincip, och är en metod som också använts av Ander (2011). Beroende på vald brytpunkt för bräddning så kan de extra utsläppen beräknas genom metoden ovan. Med en antagen koncentration på det bräddade vattnet motsvarande 3/5 av medelkoncentrationen, enligt ovan beskrivna metod, fås följande tillskottsmängder till det renade vattnet vid en brytpunkt på 250 m³/h (se Tabell 8.1):

Tabell 8.1. Brytpunkt 250 m³/h med upp till 4,3 % av vattnet bräddat, där bräddvattnet passerat skivfiltret och därmed reducerat BOD₇ med 30 % och totalfosfor med 100 %.

Parameter	Medelmängd	Bräddad mängd	Tillskott till renat vatten
Flöde	3600 (m ³ /d)	157 (m ³ /d)	
BOD ₇	993 (kg/d)	18,1 (kg/d)	5,1 (mg/l)
Totalkväve	198 (kg/d)	5,2 (kg/d)	1,5 (mg/l)
Totalfosfor	30,6 (kg/d)	0 (kg/d)	0 (mg/l)

Antas att tillskottet av BOD₇ och kväve som bräddningen ger upphov till slår jämnt över året skulle BOD₇-kravet (som är ett månadsgränsvärde) riskera att överstigas flera gånger årligen, då det enbart går två mätningar per månad och det bland annat 2013 fanns månader där utgående BOD₇-halt låg runt 5 mg/l enligt Svedala kommun (2014a). Vad gäller kvävet är förmodligen risken mindre då det kravet istället baseras på ett årsmedel, men oavsett är det på grund av risken att överskrida BOD₇-gränsvärdet olämpligt att brädda vid en så låg brytpunkt. Problemet kan dock relativt enkelt lösas genom att utöka mellansedimenteringen med någon/några av

slutsedimenteringsvolymerna och därigenom klara en högre brytpunkt. Någon av brytpunkterna som finns presenterade i Tabell 8.2-Tabell 8.6 nedan kan därmed bli aktuell som ny brytpunkt.

Tabell 8.2. Brytpunkt 300 m³/h med upp till 2,7 % av vattnet bräddat, där bräddvattnet passerat skivfiltret och därmed reducerat BOD₇ med 30 % och totalfosfor med 100 %.

Parameter	Medelmängd	Bräddad mängd	Tillskott till renat vatten
Flöde	3600 (m ³ /d)	98 (m ³ /d)	
BOD₇	993 (kg/d)	9,4 (kg/d)	5,1 (mg/l)
Totalkväve	198 (kg/d)	2,7 (kg/d)	0,8 (mg/l)
Totalfosfor	30,6 (kg/d)	0 (kg/d)	0 (mg/l)

Tabell 8.3. Brytpunkt 350 m³/h med upp till 1,8 % av vattnet bräddat, där bräddvattnet passerat skivfiltret och därmed reducerat BOD₇ med 30 % och totalfosfor med 100 %.

Parameter	Medelmängd	Bräddad mängd	Tillskott till renat vatten
Flöde	3600 (m ³ /d)	64 (m ³ /d)	
BOD₇	993 (kg/d)	5,4 (kg/d)	1,5 (mg/l)
Totalkväve	198 (kg/d)	1,6 (kg/d)	0,5 (mg/l)
Totalfosfor	30,6 (kg/d)	0 (kg/d)	0 (mg/l)

Tabell 8.4. Brytpunkt 400 m³/h med upp till 1,3 % av vattnet bräddat, där bräddvattnet passerat skivfiltret och därmed reducerat BOD₇ med 30 % och totalfosfor med 100 %.

Parameter	Medelmängd	Bräddad mängd	Tillskott till renat vatten
Flöde	3600 (m ³ /d)	45 (m ³ /d)	
BOD₇	993 (kg/d)	3,4 (kg/d)	0,9 (mg/l)
Totalkväve	198 (kg/d)	1,0 (kg/d)	0,3 (mg/l)
Totalfosfor	30,6 (kg/d)	0 (kg/d)	0 (mg/l)

Tabell 8.5. Brytpunkt 450 m³/h med upp till 1,0 % av vattnet bräddat, där bräddvattnet passerat skivfiltret och därmed reducerat BOD₇ med 30 % och totalfosfor med 100 %.

Parameter	Medelmängd	Bräddad mängd	Tillskott till renat vatten
Flöde	3600 (m ³ /d)	34 (m ³ /d)	
BOD₇	993 (kg/d)	2,2 (kg/d)	0,7 (mg/l)
Totalkväve	198 (kg/d)	0,7 (kg/d)	0,2 (mg/l)
Totalfosfor	30,6 (kg/d)	0 (kg/d)	0 (mg/l)

Tabell 8.6. Brytpunkt 500 m³/h med upp till 0,7 % av vattnet bräddat, där bräddvattnet passerat skivfiltret och därmed reducerat BOD₇ med 30 % och totalfosfor med 100 %.

Parameter	Medelmängd/d	Bräddad mängd	Tillskott till renat vatten
Flöde	3600 (m ³ /d)	25 (m ³ /d)	
BOD ₇	993 (kg/d)	1,5 (kg/d)	0,5 (mg/l)
Totalkväve	198 (kg/d)	0,5 (kg/d)	0,2 (mg/l)
Totalfosfor	30,6 (kg/d)	0 (kg/d)	0 (mg/l)

Förstärks mellansedimenteringen med en slutsedimenteringsvolym kan man med stor säkerhet klara av flöden på upp mot närmare 400 m³/h utan att slamflykt sker. Bräddning vid denna nivå skulle dessutom bara höja utsläppet av BOD₇ med 0,9 mg/l och kväve med ca 0,3 mg/l (se Tabell 8.4) vilket inte borde orsaka några problem att klara av reningskraven. Väljer man istället att förstärka med 2 sedimenteringsvolymerna så kan flöden på över 500 m³/h klaras av vilket skulle ge ännu mindre utsläpp. Detta innebär dock att enbart 600 m³ volym frigörs jämfört med hela 1200 m³ om man väljer att bara förstärka med en volym. De 1200 m³ som frigörs genom att förstärka med bara en slutsedimentering motsvarar nästan en hel biolinje, men valet av brytpunkt måste dock möjliggöra att även de andra kraven för skivfilteranläggningen kan klaras av.

8.2 Inkommande fosfor till filtret

Enligt Hydrotechs (2015) preliminära dimensionering så är en genomsnittlig inkommande fosforhalt på ca 1,0-1,2 mg/l (2 mg/l max) in till skivfiltret tolerabel för att kunna klara av <0,1 mg/l i utgående totalfosforhalt. Även om det av Hydrotech angivna genomsnittliga värdet på 1 mg/l fosfor in till filtret är generöst så räcker det troligtvis inte med enbart med assimilation av fosfor i biosteget för att uppnå detta. Gillberg *et al.* (2003) anger den biologiska assimilationen av fosfor till ca 1-3 viktprocent av bioslammet medan Hammer & Hammer (2014) menar att den typiska assimilationen ligger på 2 viktprocent. Spannet är alltså stort och det finns tyvärr heller ingen möjlighet att beräkna fosforassimilationen på Svedala. Detta eftersom det inte går, eller i alla fall är väldigt svårt, att i ett blandslam skilja på fosfor som assimilerats och fosfor som bundits kemiskt. Om Hammer & Hammer (2014) uppskattning på cirka 2 viktprocent av slammet stämmer i Svedalas fall skulle det med 2030 års bioslamsproduktion på 1060 kg per dag innebära att det i genomsnitt assimileras 21,2 kg fosfor per dag. 9,4 kg fosfor återstår därmed att avskilja, vilket motsvarar ca 2,6 mg/l i medeltal. Troligtvis är alltså assimilering inte tillräckligt för att möta Hydrotechs krav, utan någon extra form av avskiljning av fosfor är med stor sannolikhet nödvändig. I praktiken finns det tre olika sätt att ordna detta på:

8.2.1 Blandslam i biosteget

En beprövad lösning som har tjänat verket väl tidigare är att återföra kemslammet från efterfällningen till biosteget och därmed få ett bättre utnyttjande av kemikalierna. Genom att återföra kemslammet till biosteget 2014 blev den genomsnittliga utgående halten av löst fosfor från mellansedimentering ca 0,42 mg/l fosfor ut enligt driftjournalerna för 2014. Med en mycket liten prognosticerad slamflykt 2030 (10 mg/l) från mellansedimenteringen så kan mängden suspenderad fosfor ut från mellansedimenteringen som medel inte uppgå till mer än 0,3 mg/l då allt fosfor avskiljs när 2,9 % TS av slammet utgörs av fosfor. Bevisligen kan alltså Hydrotechs krav på 1-1,2 mg/l fosfor in till biosteget klaras av med god marginal med denna lösning.

8.2.2 Kemisk fällning i biosteget – simultanfällning och efterfällning

Ett alternativ till att återföra kemslammet till biosteget är att fälla kemikalier direkt i biosteget (simultanfällning). Fördelarna med detta är att mängden kemslam i biosteget på så vis kan hållas lägre (högre VSS-halt och lägre slamproduktion i biosteget) än genom att återföra kemslammet från efterfällningen då simultanfällda kemikalier borde binda fosfor i biosteget effektivare.

För att genom simultanfällning få en utgående fosforhalt ur mellansedimenteringen på under 1 mg/l så är det enligt Henze et al. (1997) nödvändigt att dosera ca 1,5 mol järn eller aluminium per mol fosfor i biosteget, motsvarande ca 2,7 g järn per gram fosfor som behöver avskiljas. Med det tidigare antagandet om 2,6 mg/l ej assimilerat fosfor i biosteget skulle ca 7 g järn per m³ behöva fällas i biosteget, men mängden skulle mycket väl kunna vara mindre om en större mängd fosfor assimileras. Fördelarna med simultanfällning måste dock vägas mot den extra installationskostnaden som fällning på två ställen innebär.

8.2.3 Bio-P

Även bio-P kan vara en lösning för att få ner den utgående fosforhalten ur mellansedimenteringen till under 1,0-1,2 mg/l. Bio-P ställer dock betydligt högre krav på driften och risken för störningar av processen är relativt stor vilket kan äventyra reningen (Jansen *et al.*, 2009). Dessutom är bio-P svårare att kombinera med efterdenitrifikation eftersom själva fosforsläppet då riskerar att ske i fel del av verket. Dock är det en lösning som skulle minska ner kemikalieanvändningen och även ge ett bättre utnyttjande av volymerna med höjd VSS-halt och sänkt slamproduktion. Huruvida bio-P faktiskt är ett alternativ som skulle kunna fungera bra i praktiken är det dock mycket svårt att sja om, utan detta är något som i så fall skulle behöva utredas ytterligare.

8.2.4 Fosforkoncentrationer på bräddvatten

Att uppnå under 1 mg/l ut i snitt från mellansedimenteringen är alltså i princip bara en fråga om hur mycket kemikalier som ska tillsättas. Men även den max inkommande fosforhalten på 2 mg/l under maxflödet måste kunna klaras av, varför fosforkoncentrationen på bräddvattnet är relevant.

Genom att använda antagandet om halva medelkoncentration vid det dubbla medelflödet osv. kan fosforkoncentrationen på det bräddade vattnet beräknas. Vilket med ett antagande om att den från mellansedimenteringen utgående fosforkoncentrationen är 1 mg/l gör det möjligt att beräkna fosforhalten för det till skivfiltren inkommande vattnet (vatten från biosteget + bräddvatten). I Tabell 8.7 nedan finns prognosticerat hur mycket fosfor som inkommer till filtren för olika brytpunkter och flöden enligt denna metod.

Tabell 8.7. Beräknade fosforkoncentrationer på inkommande vatten till skivfiltren för olika flöden och brytpunkter.

Flöde (m ³ /h)	Brytpunkt	Brytpunkt	Brytpunkt	Brytpunkt	Brytpunkt
	300 m ³ /h	350 m ³ /h	400 m ³ /h	450 m ³ /h	500 m ³ /h
	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
400	1,55	1,27	1	1	1
500	1,62	1,47	1,31	1,16	1
600	1,57	1,47	1,38	1,29	1,19
700	1,47	1,42	1,36	1,30	1,24
800	1,38	1,34	1,30	1,26	1,23
900	1,28	1,26	1,23	1,21	1,19
1000	1,20	1,18	1,17	1,16	1,14

Det är alltså vid flöden på 500-600 m³/h som risken för höga fosforhalter in till filtret är som störst och inte ens då borde den inkommande fosforhalten till filtren mer än momentant uppgå till 2 mg/l oavsett brytpunkt. Dessutom är ett flöde på 500-600 m³/h in till filtren förhållandevis lågt jämfört det maximala flödet på 1000 m³/h, vilket troligtvis gör att filtren klarar av en större mängd inkommande fosfor vid dessa flöden.

8.3 Inkommande susphalt till filtret

För perioden 2013-2014 så var den genomsnittliga SS-koncentrationen i inflödet till verket knappt 300 mg/l vilken kan antas vara ungefär lika stor även 2030. Genom att använda samma metod som tidigare kan susphalten på inkommande vatten för olika flöden approximeras. Görs ett antagande om att susphalten efter mellansedimenteringen är 10 mg/l (ingen slamflykt sker) så kan susphalten för blandat vatten, d.v.s. vatten från biosteget + bräddvatten, beräknas för olika brytpunkter och flöden. Resultatet från detta åskådliggörs i Tabell 8.8 nedan.

Tabell 8.8. Beräknade susphalter på inkommande vatten till skivfiltren för olika flöden och brytpunkter.

Flöde (m ³ /h)	Brytpunkt	Brytpunkt	Brytpunkt	Brytpunkt	Brytpunkt
	300 m ³ /h	350 m ³ /h	400 m ³ /h	450 m ³ /h	500 m ³ /h
	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
400	36	23	10	-	-
500	42	34	26	18	10
600	43	38	32	27	21
700	42	38	34	30	26
800	40	37	34	31	28
900	37	35	33	30	28
1000	35	33	31	30	28

Oavsett brytpunkt handlar det alltså inte om särskilt höga susphalter på det blandade vattnet, men så tillkommer också suspenderat material från efterfällningen som måste beaktas. Exakt hur mycket suspenderat material som bildas beror på val av fällningskemikalie och hur mycket som doseras. Mer utförliga studier på detta behöver givetvis göras, men i det pilotförsök som gjordes av Langer, et al., (2012) doserades 0,11 mol aluminium per liter vatten vid 1,2 g/l fosfor in till filtret vilket gav en utgående fosforhalt på 0,11 mg/l. Antas en dubbel dosering vid värsta scenario 2 mg/l fosfor in till filtren så behövs ca 6 g aluminium per m³ tillsättas. Enligt Norskt vatten (2009) genererar varje gram aluminium ca 6 g SS vilket gör att fällningen ökar susphalten med grovt räknat 40 mg/l i ett värsta scenario. Rent teoretiskt skulle det alltså kunna inträffa tillfällen med över 80 mg/l suspenderat material in till filtren, men i likhet med inkommande fosforhalt är detta mycket troligare vid lägre flöden, när det finns en högre kapacitet hos filtren.

9 Rekommenderade åtgärder, åtgärdsprogram

Två olika åtgärdsprogram finns presenterade nedan, där det ena innehåller ett åtgärdsprogram för att klara kväverenkingskravet på 10 mg/l kväve till år 2030 och det andra innehåller ett förslag med en skivfilterlösning för att klara ett skärpt fosforkrav. Båda åtgärdsprogrammen bygger på stegvisa åtgärder där de två första stegen i kapitel 9.1 är åtgärder som bör göras oavsett vilket av åtgärdsprogrammen som väljs. Åtgärdsprogrammen har alltså en gemensam grund bestående av steg 1 och steg 2 men de förgrenar sig sedan i steg 3.

9.1 Grundläggande åtgärder

9.1.1 Steg 1 – ökning av nitratrecirkulationen

Det absolut första som bör göras är att öka upp nitratrecirkulationen till max, åtminstone under sommarmånaderna. Genom att göra detta möjliggörs, teoretiskt sett, en sänkt utgående totalkvävehalt på ca 2 mg/l de månader som temperaturen inte begränsar denitrifikationshastigheten. Det är förvisso i sig ingen kapacitetshöjande åtgärd, men skulle göra det möjligt att tillåta högre kväveutsläpp de månader då kväverenkingskapaciteten ligger på en kritisk nivå. Exakt hur länge det skulle vara möjligt att klara kvävekravet med denna enkla åtgärd går inte riktigt att svara på, men troligen rör det sig om i alla fall några år innan kravet för kvävereningen överskrids.

9.1.2 Steg 2 – Avskiljning av kemslammet

Innan någon avskiljning av kemslammet genomförs bör åtgärder vidtas för att se till att slamflykter från mellansedimenteringen snabbt kan återföras till biosteget. Förslagvis kan detta låta sig göras genom att via ett automatiserat system koppla om pumpningen från slutsedimenteringen när slamhalten i biosteget sjunker till en viss nivå under börvärdet eller genom att styra efter uppmätt slamflykt. Vidare bör onlinemätning av fosforhalten in till flockningsbassängen installeras för att undvika slöseri med kemikalier. Om förslaget med skivfilter blir aktuellt är det dessutom i det närmaste att betrakta som en förutsättning för att kunna hantera de svängningarna i fosforhalt som bräddflödet kan ge upphov till.

I samband med att kemslamsavskiljningen sker bör möjligheten att köra verket med bio-P också utredas eftersom även en dålig bio-P process borde ge, totalt sett, lägre inkommande fosforhalt till flockningsbassängen och därmed en lägre kemikalieförbrukning. Parallellt med detta skulle också frågan om kolkälla från centrifugen kunna utredas. Vilket tillsammans borde kunna resultera i ett ganska intressant examensarbete.

Principiellt bör ingen ändring av vilka zoner som luftas eller hålls anoxiska göras när kemslamsavskiljningen väl genomförs eftersom både denitrifikationen och nitrifikationen i alla fall i teorin är ungefär lika begränsade. För denitrifikationen innebär kemslamsavskiljningen en höjd VSS-halt, vilket ökar mängden nitratkväve som kan denitrifieras upp till 74 kg/d i zon 2 jämfört med dagens 70 kg/d.

$$N_{Denit} = 4,5 \cdot 0,94 \cdot 24 \cdot 0,0018 \cdot 406 = 74 \text{ kg/d}$$

Antas att inkommande kväve ökar linjärt med ökningen av antalet pe in till verket så kan denitrifikationen klaras av till åtminstone 2018 (+800 pe) innan läget blir kritiskt, med antagandet om att 85 kg kväve behöver denitrifieras per dag 2030.

För nitrifikationen så innebär kemslamsavskiljningen att slamproduktionen i biosteget sänks, vilket gör att verket åtminstone borde klara nitrifikationen ända tills slamproduktionen är densamma som idag, det vill säga 930 kg/d. Bioslamproduktionen kan alltså tillåtas öka från dagens 840 kg/d till 930 kg/d. Med ett antagande om att bioslamproduktionen också ökar linjärt med ökningen av pe anslutna till verket skulle nitrifikationen klaras fram till åtminstone 2019 (+1200 pe).

Kemslamsavskiljning skulle alltså köpa åtminstone några år till innan ytterligare åtgärder behöver vidtas. Kombinerat med en aggressiv sommar drift så är det förmodligen inga problem att klara reningen ändå till 2020 (+1500 pe) bara genom att avskilja kemslammet.

9.2 Kväverening år 2030

9.2.1 Steg 3 – Höja slamhalten vintertid och införa förbiledning

Det absolut största problemet med att höja slamhalten är att slamflykt från mellansedimenteringen oftare kommer att ske på grund av den högre slamhalten. Enligt sedimenteringskapacitetsberäkningarna så kan slamflykt ske redan vid ca 190-250 m³/h vid en slamhalt på 5 g/l. Med 2030 års högre medelflöde så kommer tveklöst flöden större än 190-250 m³/h att uppkomma betydligt oftare än vad fallet är idag, vilket kan göra det svårt att upprätthålla en så hög slamhalt över tid. Förbiledning är därför i stort sett ett måste för att undvika problem med stora slamflykter och störd nitrifikation. Även om den av Svedala kommun (2014b) föreslagna bräddningen på 400 m³/h är betydligt högre än vad som skulle krävas för att helt undvika slamflykt, så kommer det åtminstone inte att handla om en total utblåsning av biosteget vilket lätt skulle kunna vara fallet annars. I kombination med ett bra system för återförsel av slam från slutsedimenteringen skulle bräddning vid 400 m³/h troligen resultera i att de värsta problemen med nitrifikationen kan undvikas. De ökade kväveutsläppen från bräddningen skulle med stor sannolikhet också kompenseras genom det minskade antalet ammoniumtoppar.

För denitrifikationen skulle det med en ökad slamhalt till 5 g/l vara möjligt att klara av att denitrifiera upp till 82 kg/d nitratkväve.

$$N_{Denit} = 5 \cdot 0,94 \cdot 24 \cdot 0,0018 \cdot 406 = 82 \text{ kg/d}$$

Med samma antagande som förut skulle alltså denitrifikationen klara sig ända till 2026 (+2400 pe) innan denitrifikationskapaciteten blir ett problem. För nitrifikationen innebär den höjda slamhalten att en högre slamproduktion till 1010 kg/d kan klaras av, vilket med tidigare antaganden gör att nitrifikationen kan klaras av ända till 2026 (+2400 pe).

$$\text{Slamproduktion} = \frac{1618 \cdot 5}{7,8} = 1010 \text{ kg/d}$$

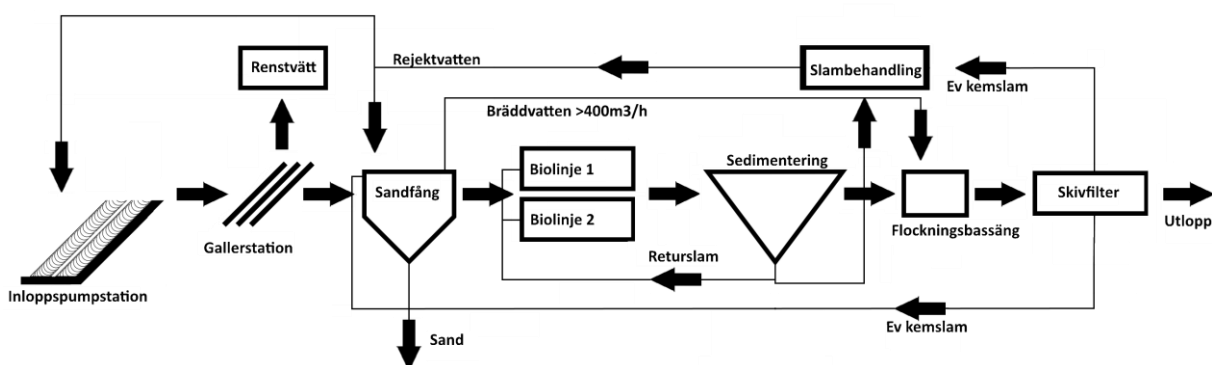
I likhet med tidigare går det antagligen att klara sig ytterligare några år genom en mer aggressiv sommar drift, varför det med stor sannolikhet går att klara kvävereningskravet ända till 2030 (+3000 pe).

9.3 Skivfilter

9.3.1 Steg 3 – Placering och planering

Även om själva skivfilteranläggningen inte tar upp speciellt stor plats måste det likväl finnas en lämplig placering för dessa. Yt- och volymmässigt finns det inga hinder för att få ner skivfiltren i en slutsedimenteringsvolym eftersom filtren tar upp en yta på bedömt 5·8 meter. Det kan dock finnas hydrauliska skäl till att denna placering inte är optimal varför en annan placering inom eller i värsta fall utom verket kan behöva utredas. Beroende på placering av skivfiltren är det därmed inte heller självklart att den befintliga flockningsbassängen är den bästa platsen för efterfällningen vilket bör tas i beaktande. Enligt Väänänen (2014) kan en utgående totalfosforhalt på under 0,1 mg/l klaras av om flockulerings- och koaguleringsbassängen designas för en hydraulisk uppehållstid på 1,5+4 minuter under maxflöde. Detta skulle i så fall innebära att en volym på ca 90 m³ behövs med antagande om ett maxflöde på 1000 m³/h, varför det av denna anledning ändå kan vara nödvändigt att bygga en ny volym.

Oavsett hur skivfilteranläggningen och flockningsbassängen placeras så gäller att en av slutsedimenteringsvolymerna görs om till mellansedimenteringsvolym så att sedimenteringen kan klara av flöden upp till 400 m³/h innan slamflykt äger rum. Bräddning för överstigande flöden bör också införas och den bräddlösning som gällande pumpning från sandfånget på flöden överstigande 400 m³/h som skickats in till länsstyrelsen kan då med fördel användas. Bräddvattnet skulle då pumpas från sandfånget till en punkt strax innan flockningsbassängen så att det bräddade flödet också behandlas i kemsteget. Principiellt skulle processschemat se ut som i Figur 9.1 nedan:

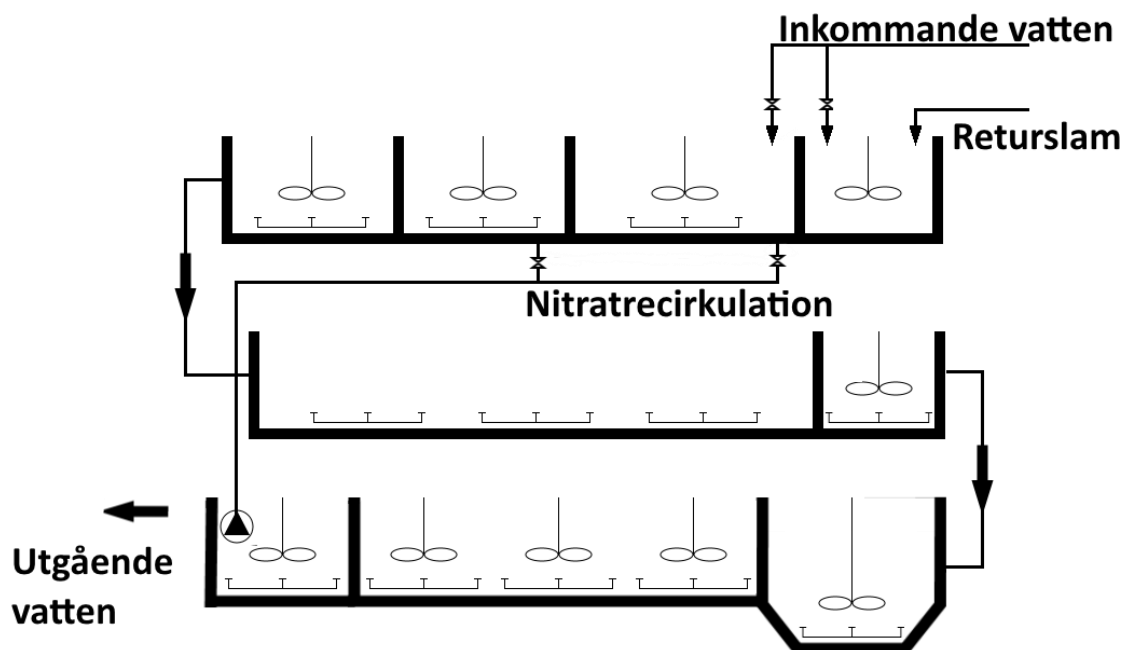


Figur 9.1. Processchema över Svedala avloppsreningsverk med skivfilter.

De båda biolinjerna skulle alltså förstärkas med de två överblivna slutsedimenteringsvolymerna och vattnet skulle sedan sedimenteras i de två ursprungliga mellansedimenteringarna samt i den till mellansedimentering omgjorda slutsedimenteringsvolymen. Därefter skulle vattnet ledas till flockningsbassängen, dit även bräddvattnet leds, för efterfällning innan kemsammet slutligen avskiljs i skivfiltren.

Under förutsättning att kemsamsavskiljningen är genomförd, så borde det vid ett eventuellt anskaffande av skivfilter framgå ganska tydligt om bio-P skulle vara en möjlighet för att effektivt klara 1 mg/l fosfor ut till filtren. Kemsammet skulle i sådana fall ledas direkt till slamlager, men om bio-P visar sig fungera otillfredsställande skulle annars hela eller delar av kemsammet som idag återförs till biosteget. Oavsett om bio-P införs eller ej bör ändå den principiella utformningen av biolinjerna med fördenitrifikation behållas för att få en så billig

drift som möjligt. Ur ett hydrauliskt perspektiv vore det förmodligen bäst om varje biolinje helt enkelt förlängdes med varsin slutsedimenteringsvolym hellre än att göra en ny biolinje av de två fristående slutsedimenteringsvolymerna. Om skivfiltren och flockningsbassängen placeras utanför slutsedimenteringsvolymerna kan båda biolinjerna göras helt symmetriska vilket kan vara en fördel då driften i så fall blir likadan för varje linje. Principiellt skulle en sådan förlängd biolinje kunna se ut som i Figur 9.2 nedan.



Figur 9.2. Principiell utformning av en med slutsedimenteringsvolym förlängd biolinje.

Zonindelningen i figuren är bara en principiell idé för hur det skulle kunna se ut, men omrörare likt det finns på bilden bör redan från start installeras för att i framtiden göra det lättare att införa efterdenitrifikation om ett skärpt krav på kvävereningen skulle komma. Av samma anledning bör också möjligheten att flytta nitratrecirkulationen bakåt anordnas så att en anoxisk volym för efterdenitrifikationen kan skapas.

Exemplet ovan är bara ett av många förslag på hur de två överblivna slutsedimenteringsvolymerna skulle kunna användas. Ytterligare utredningar om de hydrauliska förutsättningarna är dessutom nödvändiga för att kunna avgöra om förslaget ovan ens är gångbart. Skulle förslaget vara möjligt så innebär det dock en ökning av biovolymen på ungefär 50 % vilket skulle säkra upp driften för många år framöver.

10 Slutsatser och framtida studier

Genom att köra nitratrecirkulationen för fullt sommartid, avskilja kemslammet från biosteget och höja slamhalten till 5 g/l och införa förbiledning förbi biosteget vid flöden större än 400 m³/h, enligt det föreslagna åtgärdsprogrammet, borde det vara möjligt att klara av kvävereningen till åtminstone 2026 (+2400 pe) och antagligen ända fram till 2030 (+3000 pe).

På motsvarande vis borde det genom att införa förbiledning förbi biosteget vid flöden större än 400 m³/h och att anordna extra fosforavskiljning i biosteget, enligt föreslaget åtgärdsprogram, vara möjligt att åstadkomma förutsättningar sådana att den föreslagna skivfilteranläggningen kan avskilja tillräckligt mycket fosfor så att den utgående fosforhalten kan hållas under 0,1 mg/l.

10.1 Framtida studier

I samband med en eventuell kemslamsavskiljning bör möjligheten att införa bio-P på verket utredas. Parallellt med detta bör också möjligheten att dosera kolkälla genom att köra centrifugen utredas, förslagsvis inom ramen för ett examensarbete.

Vidare bör man också avgöra om det är aktuellt att förbereda sig på ett framtida skärpt fosforkrav eller om det enbart är aktuellt med ett bibehållet kvävereningskrav. Beroende på bör man därefter göra de utredningar som finns beskrivna i respektive åtgärdsprogram såsom att undersöka de hydrauliska förutsättningarna för att göra om slutsedimenteringsvolym till biovolym.

11 Referenser

Litteratur

Ander, E., 2011. *PM angående åtgärder för förbiledning av biosteget*, ERAN miljökonsult AB.

Cimbritz, M., 2014. *Kväverening Svedala*, Malmö: Sweco.

Daton, M. och Wallergård, A., 2003. *Utvärdering av VFA-resurserna för en Bio-P process på Västra Strandens avloppsreningsverk i Halmstad*. Examensarbete. Lunds universitet.

Gillberg, L., Hansen, B., Karlsson, I., Nordström Enkel, A. & Pålsson, A., 2003. *About water treatment*. Helsingborg: Kemira Kemwater.

Hammer sr., M.J. och Hammer jr., M.J., 2014. *Water and wastewater technology*. 7e upplagan. Harlow: Pearson education limited.

Henze, M., Poul, H., Jansen, J. I. C. och Arvin, E., 1997. *Wastewater Treatment Biological and Chemical Processes*. 2a upplagan. Lyngby: Springer Verlag Berlin Heidelberg New York.

Jansen, J. I. C., 2012. *Danish design practice for nitrogen removal*, Hörsholm: Water quality institute.

Jansen, J. I. C., Särner, E., Tykesson, E., Jönsson, K., Jönsson, L., 2009. *Biologisk fosforavskiljning i Sverige - Uppstart och drift*. Lund: Svenskt Vatten Utveckling.

Jönsson, K. & Jansen, J. I. C. 2006. *Hydrolysis of Return Sludge for Production of Easily Biodegradable Carbon - Effect of Pre-treatment, Sludge Age and Temperature*. Water Science and Technology, 53(12), s. 47-54.

Jönsson, K., Pottier, A., Dimitrova, I. & Nyberg, U., 2006. *Utilizing laboratory experiments as a first step to introduce primary sludge hydrolysis in full-scale*. Malmö: IWA Publishing.

Langer, M., Boulestreau, M., Mische, U., Väänänen, J., Bourdon, C. och Lesjean, B., 2012. *Advanced phosphorus removal via microsievel filtration in tertiary treatment: Performance and operation*, Berlin: Kompetenzzentrum Wasser Berlin.

Lidström, V., 2012. *Vårt Vatten*. Lund: Svenskt Vatten.

Norlander, H., 2008. *Slamhydrolys för förbättrad denitrifikation på Klagshamns avloppsreningsverk*. Examensarbete. Lunds universitet.

Norskt vatten., 2009. *Veiledning for dimensjonering av avløpsrensaneanlegg*. Rapport nummer 168. Hamar: Norskt vatten.

Petersen, G., Jensen, T. R. & Eljersen, A. M., 2009. *Optimering af kvaelstof- og fosfor fjernelse ved aktiv brug af slamhydrolyseprocessen*. Nordiske/Nordiwa spildevandskonference 2009.

Tykesson, E., 2005. *Enhanced Biological Phosphorus Removal -Processes, Competing Substances and Tools for Operation of Wastewater Treatment Plants*. Doktorsavhandling. Lunds universitet.

Svedala Kommun, 2015a. *Miljörapport 2014 Svedala avloppsreningsverk*. Svedala: Svedala Kommun.

Svedala Kommun, 2015b. *Driftsjournal 2014*. Svedala: Svedala Kommun

Svedala Kommun, 2014a. *Miljörapport 2013 Svedala avloppsreningsverk*. Svedala: Svedala Kommun.

Svedala kommun, 2014b. *Anmälan förbiledning av biosteg på Svedala avloppsreningsverk*. Svedala: Svedala kommun.

Svedala Kommun, 2001. *Driftsinstruktioner*. Svedala: Svedala Kommun

Väänänen, J., 2014. *Applying coagulation, flocculation and discfiltration in tertiary treatment*. Licentiatavhandling. Lunds universitet.

Elektroniska källor

Svedala kommun, 2015c. *Inkommande samtliga*. [Excelfil] Svedala: Svedala kommun

Svedala Kommun, 2015d. *Timflöden 2013-2014*. [Excelfil] Svedala: Svedala Kommun

Kemira, 2014. *KEMIRA PIX-111*. [Online] Kemira. Tillgänglig på: http://www.amixo.se/wp-content/uploads/2014/09/PDB_PIX-111.pdf [Använd 4e maj 2015].

Länsstyrelsen Skåne, 2014. *Ökad rening av P till 0.1mg/l vid avloppsreningsverk*. [Online] Länsstyrelsen Skåne. Tillgänglig på: <http://viss.lansstyrelsen.se/Measures/EditMeasure.aspx?measureEUID=VISSMEASURE0139111> [Använd 10e juni 2015].

Personlig kommunikation

Cimbritz, M., 2015. *Diskussion kring rapportens innehåll*. [mailkonversation] 2 juni 2015.

Hydrotech, 2015. *Förfrågan om skivfilterlösning för Svedala avloppsreningsverk*. [mailkonversation] 22 maj 2015.

Linde, L., 2015. *Diskussion kring rapportens innehåll*. [mailkonversation] 3 juni 2015.

Bilaga 1 - Analyismetoder

Ammoniumkväve:

Ammoniumkväve mättes med hjälp av Dr. Langekuvetter av typen LCK 303 med mätområde 2,0-47 mg/l NH₄-N. Själva mätningarna gjordes enligt de instruktioner som finns angivna på förpackningen.

COD:

COD mättes med hjälp av Dr. Langekuvetter av typen LCK 114 enligt de instruktioner som finns angivna på förpackningen. LCK 114 har ett mätområde för COD mellan 150-1000 mg/l O₂.

Filtrering:

All filtrering gjordes genom VWR glasfiberfilter 691 med 1,6 µm portjocklek.

Nitratkväve:

Nitratkväve mättes med hjälp av Dr. Langekuvetter av typen LCK 339 med mätområde 0,23-13,50 mg/l NO₃-N. Själva mätningarna gjordes enligt de instruktioner som finns angivna på förpackningen.

Nitritkväve:

Nitritkväve mättes med hjälp av Dr. Langekuvetter av typen LCK 341 med mätområde 0,015-0,6 mg/l NH₄-N. Själva mätningarna gjordes enligt de instruktioner som finns angivna på förpackningen.

pH:

En mängd prov pipetterades ner i en liten glasbägare där pH mättes genom att sätta ner en sond från en pH-mätare där sonden uppehölls till dess att pH-värdet stabiliserats.

SS:

En viss volym av slammet som skulle testas filtrerades genom ett på förhand vägt VWR glasfiberfilter 691 med 1,6 µm portjocklek vilket sedan torkades ca 24 timmar i 105 grader. Det torkade filterpappret vägdes sedan och jämfördes med den ursprungliga vikten ur vilket SS kunde beräknas då den tillsatta volymen var känd.

Temperatur:

Temperaturen mättes med hjälp av en enkel digital termometer utrustad med en sond. Sonden lades ner i reaktorn och temperaturen avlästes därefter när den hade stabiliserats.

TS:

Prov pipetterades ner i en på förhand vägd aluminiumform som därefter sattes in i en ugn med temperaturen 105 grader i ca 24 timmar. Därefter vägdes formen igen och jämfördes med den ursprungliga vikten genom vilket TS kunde beräknas.

VFA:

0,9 ml filtrerat prov pipetterades ner i en liten glasvial och 0,1 ml 10 % fosforsyra tillsattes direkt därefter för att konservera provet. Glasvialen märktes och förseglades för att sedan lagras i ett kylutrymme i väntan på analys. Själva analysen utfördes av tredje part med hjälp av en så kallad gaskromatograf och analyserade mängden acetat och propionat i provet.

VS:

Aluminiumformen från TS-provet sattes in i en ugn med temperaturen 550 grader under ca 2 timmar enligt ett på förhand inställt ugnsprogram. Formen vägdes därefter och jämfördes med den ursprungliga vikten vilket möjliggjorde uträkning av VS-halten.

VSS:

Det torkade filterpappret från mätningen av SS sattes in i en ugn med temperaturen 550 grader under ca 2 timmar enligt ett på förhand inställt ugnsprogram. Pappret vägdes därefter och jämfördes med den ursprungliga vikten ur vilket sedan VSS kunde beräknas.

Bilaga 2 - Kod för varaktighetsstudierna

```
clear all
Q = xlsread('Flode.xlsx', 'A:A');

Q2030=Q*1.25;

K=linspace(0,100,10001);
Y=prctile(Q,100-K);
Y2030=prctile(Q2030,100-K);

figure(1)
plot(K,Y)
title('Varaktighetsdiagram')
xlabel('Percentil (%)')
ylabel('Flöde (m3/h)')

figure(2)
plot(K,Y,K,Y2030)
title('Varaktighetsdiagram')
xlabel('Percentil (%)')
ylabel('Flöde (m3/h)')

Qb=linspace(50,1000,20);
S=sum(Q);
S2030=sum(Q2030);
N=zeros(1,20);
N2030=zeros(1,20);
T=zeros(1,20);
T2030=zeros(1,20);
L=length(Q);

for k=1:20
V=0;
V2030=0;
V=find(Q>Qb(k));
V2030=find(Q2030>Qb(k));
N(k)=sum(Q(V)-Qb(k));
N2030(k)=sum(Q2030(V2030)-Qb(k));
T(k)=length(V);
T2030(k)=length(V2030);
end
o=N./S;
o2030=N2030./S2030;
B=T./L
B2030=T2030./L
```


Förbättring av reningen på Svedala avloppsreningsverk

Genom att installera ny teknik i form av skivfilter på Svedala avloppsreningsverk kan utsläppen av det övergödande ämnet fosfor kraftigt minskas. Enkla åtgärder för att minska utsläppen av kväve, som också bidrar till övergödning, är även möjliga.

Sege å, som det renade avloppsvattnet från Svedala avloppsreningsverk rinner ut i, är idag drabbad av övergödning och stränga krav är därför ställda på hur mycket fosfor och kväve som får släppas ut med det renade vattnet. På grund av en ökande befolkning och på sikt skärpta utsläppskrav på fosfor kommer dagens rening inom en snar framtid inte längre att räcka till. Redan idag finns det krav på Svedala avloppsreningsverk som innebär att mer än 80 % av kvävet och mer än 95 % av fosfor måste renas bort.

På Svedala avloppsreningsverk renas det mesta av kvävet bort med hjälp av biologiska processer i stora bassänger på avloppsreningsverket. Dessa bassänger är antingen luftade eller syrefria och beroende på vilket trivs olika typer av bakterier där som på olika sätt bryter ner kväveföreningarna i vattnet. Genom att låta vattnet som ska renas gå igenom både luftade och syrefria bassänger bryts till sist kväveföreningarna ner till kvävgas och lämnar på så vis vattnet. Mängden kväve som kan tas bort på detta sätt begränsas i praktiken av de tillgängliga bassängvolymerna. Detta innebär att fler bassänger kan behöva byggas i framtiden, något som är förskräckligt dyrt och därför bör undvikas. En utredning inleddes därför för att undersöka möjligheten att effektivisera kvävereningen. Det visade sig vara möjligt att med relativt enkla medel öka kapaciteten i volymerna så mycket att kvävereningen på detta vis skulle kunna klaras av i ytterligare ca 10 år.

Till skillnad från kvävereningen sker fosforeringen på Svedala kemiskt, vilket i praktiken innebär att kemikalier innehållande järn eller aluminium tillsätts till vattnet, vilka bildar flockar som binder upp fosfor i vattnet. Flockarna som har bundit upp fosfor får sedan sjunka till botten i extra stora bassänger där de kan skrapas upp från botten och på så vis skiljas från vattnet. Jämfört med kvävereningen finns inga direkta krav på volymer, utan mängden fosfor som tas bort beror i princip enbart på hur mycket kemikalier som tillsätts till vattnet. En nackdel är dock att alla flockar inte avskiljs i bassängerna, vilket gör att en del fosfor ändå följer med ut i det renade vattnet och gör det svårt att ta bort tillräckligt med fosfor så att ett skärpt krav kan klaras av på detta vis. Men det finns dock andra effektivare metoder för att ta bort flockarna på, där så kallade skivfilter är en möjlighet. Skivfilter består av antal skivor med finmaskiga öppningar där vattnet leds igenom, men där partiklar såsom flockar fastnar och tas bort från vattnet.

Ett förslag på en skivfilterlösning togs därför fram för Svedalas avloppsreningsverk som skulle ersätta de nuvarande bassängerna och därmed möjliggöra att det skärpta utsläppskravet på fosfor kan uppnås. Då skivfilter dessutom tar betydligt mindre plats än bassängerna kan dessutom stora volymer frigöras eftersom bassängerna för att avskilja flockarna inte längre behövs. Dessa kan då istället användas till kvävereningen och möjliggör därmed en stor ökning av denna volym, vilket skulle trygga kvävereningen i många år framöver.

