



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 15035

Examensarbete 30 hp
Juni 2015

Älgårås avloppsreningsverk- studie och metodisk felsökning av en biobädd BOD-rening

Amanda Haglind

REFERAT

Älgårås avloppsreningsverk- studie och metodisk felsökning av en biobädds BOD-rening

Amanda Haglind

Avloppsvatten innehåller bland annat biologiskt nedbrytbart material, som ofta mäts som BOD₇. I mindre reningsanläggningar används ibland ett reningssteg som kallas biobädd för att rena avloppsvattnet från BOD. En biobädd är ett torn, fyllt av bärarmaterial. På bärarmaterialet växer mikroorganismer, mestadels bakterier, som en film som renar vattnet från BOD.

I reningsprocessen i Älgårås avloppsreningsverk sker BOD-avskiljningen med hjälp av biobädd men trots det uppnås inte alltid utsläppskraven för BOD₇. Detta examensarbete har gått ut på att undersöka olika parametrar som påverkar biobäddens funktion och på så vis undersöka om biobädden fungerar som den ska. Examensarbetet har även syftat till att ta fram förslag på hur reningen av BOD kan fungera bättre. De parametrar som mättes var belastningen på biobädden, reningsgraden, syresättningen, spridningen av vattnet över och flödet genom biobädden. Utöver detta analyserades avloppsvattnet från den enda industri som släpper avloppsvatten till reningsanläggningen i Älgårås.

Mätningarna visade att belastningen av BOD₇ på verket varierade kraftigt och stundtals låg högt över den förväntade. Det visade sig också att tillräcklig reningsgrad uppnåddes när verket inte belastas högre än det borde med avseende på hur många personers avloppsvatten som behandlas i avloppsreningsverket. Även flödet till verket var högre än förväntat. Problematiken med för höga BOD-värden på utgående avloppsvatten från verket beror alltså på att det tidvis är för hög BOD₇-belastning med inkommande vatten till verket och för höga flöden till verket, inte på biobäddens reningsförmåga. Resultaten från mätningarna på industri-avloppsvattnet visade att koncentrationen av BOD₇ varierade mycket och alltså kunde vara en källa till de stora variationerna vid reningsverket.

Att minska flödet till verket och mängden BOD i inkommande vatten skulle troligen medföra att utsläppskraven uppnåddes. Det är därför rekommenderat att aktivt jobba för att minska mängden ovidkommande vatten och jämnar ut topparna i BOD-belastning genom punktinsatser vid till exempel industri och på ledningsnät. Om det inte är möjligt kan en utjämningsbassäng för att jämna ut skillnaderna i BOD-koncentration på inkommande vatten byggas. För att förbättra biobäddens kapacitet kan åtgärder för att öka uppehållstiden genom bädden utföras. Detta skulle kunna öka avskiljningen av BOD, men troligen inte så pass mycket att utsläppskraven alltid uppnås med dagens variationer.

Nyckelord: Biobädd, biologisk rening, BOD, avloppsrening, metodisk felsökning

Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet

Box 7032, SE 750 07 Uppsala

ISSN 1401-5765

ABSTRACT

Älgårås wastewater treatment plant – a study and methodical troubleshooting of a treatment plant's BOD-reduction

Amanda Haglind

Wastewater contains biodegradable materials, which are often measured as BOD₇. Trickling filters are sometimes used as a purification step for BOD-reduction. A trickling filter is a tower, which is filled with a carrier material. Microorganisms grow on the carrier material in the form of a biofilm. This biofilm consists mostly of bacteria that purify water from BOD.

In Älgårås' wastewater treatment plant the water is purified by a trickling filter. However the treatment plant has difficulties reaching the emission requirements for BOD. The aim with this thesis has been to investigate the various parameters influencing the function of the trickling filter and to investigate if it is working properly. The thesis also aimed to develop proposals on how to improve the BOD purification at the plant.

The parameters measured were the load on the trickling filter, the degree of purification, the oxygenation, the dispersion of water over the trickling filter and the flow through it. In addition to this, water from the only industry that sends water to the treatment plant was examined. The results from the measurements showed that the load of BOD varied greatly and sometimes was far above the expected. It was also found that a sufficient degree of purification was achieved when the BOD load of the influent was at the expected level. The problem with high BOD values in the effluent was caused by too high load of BOD in the influent and too high wastewater flow, and not by the purification ability of the trickling filter. The results of the measurements on the industrial wastewater showed that the concentration of BOD varied greatly and therefore seemed to be a contributor of the variations at the treatment plant.

It is recommended to reduce the wastewater flow to the treatment plant and to reduce the peaks in BOD concentration. If it is not possible to get rid of the occasional high values of BOD in the influent, an equalization basin could be built to equalize the differences in the BOD concentration of the influent. To improve the capacity of the trickling filter, actions to increase the residence time could be performed. This could increase the removal of BOD, but probably not to the point that the emissions standards are always fulfilled with the current variations of BOD-concentrations.

Keywords: Trickling filter, biological purification, BOD, wastewater treatment

*Department of Energy and Technology, Swedish University of Agricultural Sciences
Box 7032, SE 750 07 Uppsala
ISSN 1401-5765*

FÖRORD

Detta examensarbete är det avslutande arbetet inom civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik på Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Projektet har utförts på den gemensamma VA-avdelningen för Mariestads, Törebodas och Gullspångs kommuner och omfattar 30 högskolepoäng. Handledare har varit Anneli Mattsson på VA-avdelningen för Mariestad, Töreboda och Gullspångs kommuner. Ämnesgranskare har varit Håkan Jönsson, professor vid institutionen för energi och teknik vid Sveriges lantbruksuniversitet.

Under arbetet har många människor engagerats och jag är mycket tacksam för all hjälp som jag fått från många anställda vid den gemensamma VA-avdelningen för Mariestads, Törebodas och Gullspångs kommuner. Speciellt skulle jag vilja tacka Markus Johansson, Johan Lundström och Robert Ewaldson för praktisk hjälp vid provtagning och analys, utan er hjälp hade inte mätningarna blivit av. Vidare vill jag tacka Tommy Herbertsson, Torbjörn Ahl och Gunnar Hermansson för all hjälp på verket och värdefulla samtal kring verkets funktion och lån av utrustning. Tack också till Anneli Mattsson och Johanna Klingborn för handledning och support i arbetet.

Tills sist vill jag också tacka min fantastiske ämnesgranskare Håkan Jönsson för engagerad hjälp genom examensarbetets olika skeenden och en entusiasm som smittar och inspirerar.

Amanda Haglind

Mariestad, Maj 2015

Copyright © Amanda Haglind och Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet

UPTEC W 15 035, ISSN 1401-5765

Digitalt publicerad vid institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2015.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Undersökning av biobädd i Älgårås avloppsreningsanläggning- en studie över en reningsanläggnings BOD-rening

Amanda Haglind

BOD är en förkortning som står för biochemical oxygen demand, biokemisk syreförbrukning. Det är ett mått på hur mycket organiska föreningar det finns i vattnet som kan brytas ner biologiskt med syre. När halten BOD bestäms mäts syrehalten i vattnet vid dag ett och sedan efter att vattnet har stått utan kontakt med luft och med full tillgång på näringsämnen, i sju dagar. Utifrån dessa mätningar erhålls ett värde på hur mycket syre som förbrukats i vattnet och det är detta som kallas BOD₇. I flera länder används BOD₅ och då har vattnet stått fem dagar istället för sju dagar mellan startavläsning och slutavläsning av syrehalten i vattnet. I Sverige används BOD₇ som standard. Eftersom det krävs syre för att bryta ner organiska föreningar så ger mängden förbrukat syre även information om hur mycket organiska ämnen det finns i vattnet.

Avloppsvatten innehåller olika ämnen och föroreningar, så som BOD och näringsämnena kväve och fosfor. För höga halter av BOD, fosfor och kväve i ett vattendrag försämrar dess vattenkvalitet och skadar miljön. För att vattenmiljön inte ska ta för stor skada av att avloppsvatten leds ut i en sjö eller ett vattendrag renas avloppsvattnet innan det lämnar den kommunala avloppsreningsanläggningen. För att rena avloppsvattnet från BOD kan biobäddar användas. En biobädd är ett torn som är fyllt med någon typ av material. Ofta har sten använts som fyllnadsmaterial, men på senare tid har det blivit vanligare med plastmaterial. På stenen eller plasten växer olika organismer men mest bakterier, som lever av innehållet i avloppsvattnet. Bakterierna använder organiskt material som föda och förbrukar syre. På så vis renas vattnet från BOD. För att bakterierna ska kunna bryta ner BOD behöver de förutom syre även fosfor och kväve.

I Älgårås avloppsreningsanläggning renas vattnet från BOD med en biobädd. Enligt de villkor som gäller för reningsverket får halten BOD₇ i behandlat avloppsvatten inte överstiga 15 mg/L beräknat som kvartalsmedelvärde. Reningsverket klarar inte alltid att rena vattnet från BOD så mycket att riktvärdet hålls. Detta examensarbete har gått ut på att undersöka om biobädden fungerar som den ska, eller om problemen med för höga koncentrationer BOD i behandlat avloppsvatten beror på att biobädden inte renar vattnet tillräckligt effektivt. Målet med arbetet var att ta fram förslag på hur avloppsvattenreningen av BOD kan fungera bättre.

Hur mycket BOD₇, kväve och fosfor vattnet innehöll mättes för att kontrollera att bakteriernas nedbrytning av organiskt material inte begränsas av tillgången på näringsämnen. BOD₇-koncentrationerna användes också för att beräkna hur effektivt verket renade vattnet från BOD. Mätningar utfördes också för att se om biobädden var tillräckligt syresatt för att tillgodose bakteriernas behov av syre, hur stort flöde av avloppsvatten som förekom till avloppsreningsverket och hur lång tid det tog för vattnet att färdas genom biobädden.

Resultaten från mätningarna visade att biobädden fungerade tillräckligt bra och kunde rena vattnet tillräckligt väl när koncentrationen av BOD inte var högre än vad den borde vara, med en belastning från 300 personer. Mätningarna visade också att koncentrationen av BOD ofta var högre än vad som motsvaras av avloppsvatten från antalet anslutna personer och att flödet till verket var betydligt högre än förväntat. Detta tydde på att det fanns ett utsläpp till avloppsreningsverket som innehöll andra föroreningsmängder än normalt hushållspillvatten.

En kompletterande mätning utfördes där innehållet i avloppsvattnet från den enda industri som släppte avloppsvatten till avloppsreningsverket i Älgårås analyserades under en veckas tid. Resultaten visade att BOD-koncentrationen i avloppsvattnet varierade kraftigt och vissa dagar var mycket hög.

Om utsläppen från industrin skulle minskas är det troligt att de höga koncentrationstoppar som noterats på BOD-koncentrationen i avloppsreningsverket skulle minska och att utsläppskraven för verket skulle kunna hållas i större utsträckning. Att minska flödet av avloppsvatten till reningsverket skulle även det vara viktigt för att minska utsläppen av BOD. Om koncentrationen av BOD skulle vara för hög på utgående vatten trots åtgärder på industrins avlopp kan BOD-koncentrationen på utgående vatten från avloppsreningsverket minskas med åtgärder i avloppsreningsverket. Den åtgärd som då är att rekommendera är att bygga en stor bassäng direkt vid inflödet till avloppsreningsverket där mycket vatten kan blandas. På så vis kunde koncentrationstopparna minska och biobädden kunde utsättas för en jämnare BOD-belastning. Andra åtgärder som är tänkbara är att förbättra biobäddens förmåga att rena vatten från BOD genom att öka tiden som vattnet är i biobädden. Denna åtgärd skulle kunna öka biobäddens effektivitet men troligen inte till den grad att riktvärdet för BOD alltid hålls.

ORDLISTA

BOD	Biochemical oxygen demand, mått på hur mycket biologiskt aerobt nedbrytbart material det finns i vatten.
BOD₇	Mått på hur mycket material som brutits ned biologiskt under sju dagar.
BOD₅	Mått på hur mycket material som brutits ned biologiskt under fem dagar.
COD	Chemical oxygen demand, mått på den mängd syre som förbrukas när de organiska ämnena oxideras fullständigt.
Kanalflöde	Flöde genom t.ex. biobädd där vägar har bildats genom bäddmaterialet där vattnet kan flöda snabbare än i resten av bädden.
Kolloider	Små partiklar, i storleksordningen mellan nanometer och mikrometer, som är finfördelade i vattenfasen.
Ovidkommande vatten	Vatten, så som regnvatten eller smältvatten, som läcker in i ledningsnätet, och når reningsverket via spillvattenledningarna utan att vara avloppsvatten.
Periferihastighet	Den hastighet med vilken den yttersta punkten på spridaren i biobädden rör sig.
Personekvivalent, pe	Genomsnittlig mängd förorening från en person på en dag. En pe motsvarar 70 gram BOD ₇ /dygn och person.
Specifik yta	I detta fall avses yta bärmaterial per volym biobädd.
Turbiditet	Mått på vattnets grumlighet.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

REFERAT	i
ABSTRACT	ii
FÖRORD	iii
POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING	iv
ORDLISTA	vi
1 INLEDNING	1
1.1 SYFTE	1
2 BAKGRUND	1
2.1 RENING MED BIOBÄDD	1
2.2 BIOBÄDDENS UPPBYGGNAD OCH FUNKTION	2
2.3 BIOFILMENS UPPBYGGNAD	4
2.4 VATTNET SOM BELASTAR BIOBÄDDEN	6
2.5 FAKTORER SOM PÅVERKAR BIOBÄDDENS FUNKTION	7
2.5.1 BOD-belastning	7
2.5.2 Hydraulisk belastning och uppehållstid	8
2.5.3 Luftning	9
2.5.4 Temperatur	9
2.5.5 pH	10
2.5.6 Bärarmaterial	10
2.5.7 Sammansättning på inkommande avloppsvatten	11
2.5.8 Spridning av vatten över biobädd	11
2.6 DIMENSIONERING AV BIOBÄDD	12
3 MATERIAL OCH MÄTNINGAR	13
3.1 ÄLGARÅS RENINGSVERK	13
3.1.1 Processföljden i Älgårås avloppsreningsverk	14
3.1.2 Dimensionering av Älgårås biobädd	15
3.1.3 Utgående vatten från Älgårås reningsverk	16
3.2 MÄTNINGAR	16
3.2.1 Belastning på biobädden	16
3.2.2 BOD ₇	17
3.2.3 Kväve och fosfor	18
3.2.4 Hydraulisk belastning och flöde till avloppsreningsverket	18

3.2.5	Syrgashalt, temperatur och pH	19
3.2.6	Suspenderad substans och siktdjup.....	20
3.2.7	Kanalflöden genom biobädden.....	21
3.2.8	Pereferihastighet	22
3.2.9	Sammansättning på avloppsvatten från industri.....	22
4	OBSERVATIONER OCH RESULTAT	23
4.1	BELASTNING PÅ BIOBÄDDEN.....	23
4.1.1	Hydraulisk belastning och flöde	24
4.1.2	Belastningen av BOD ₇	25
4.1.3	Kväve och fosfor	26
4.1.4	Belastningsvariationer med årstider, veckodagar och nederbörd.....	27
4.2	FÖRHÅLLANDE MELLAN BOD, KVÄVE OCH FOSFOR	28
4.3	LUFTNING AV BIOBÄDDEN, pH OCH TEMPERATUR	29
4.4	SUSPENDERAD SUBSTANS OCH SIKTDJUP	29
4.5	CIRKULATION GENOM BIOBÄDDEN	30
4.6	KANALFLÖDEN GENOM BIOBÄDDEN	30
4.7	PERIFERIHASTIGHETEN	30
4.8	SAMMANSÄTTNING PÅ VATTEN FRÅN INDUSTRI	31
5	DISKUSSION	32
5.1	BELASTNING PÅ BIOBÄDDEN.....	32
5.1.1	Hydraulisk belastning på biobädden och flöde till avloppsreningsverket	32
5.1.2	Belastning av BOD	33
5.1.3	Kväve och fosfor	34
5.1.4	Belastningsvariationer med årstider, veckodagar och nederbörd.....	34
5.2	FÖRHÅLLANDEN MELLAN BOD, KVÄVE OCH FOSFOR	34
5.3	LUFTNING AV BIOBÄDDEN, TEMPERATUR OCH pH	35
5.4	SUSPENDERAD SUBSTANS OCH SIKTDJUP	35
5.5	CIRKULATION GENOM BIOBÄDDEN	35
5.6	KANALFLÖDEN GENOM BIOBÄDDEN	36
5.7	PERIFERIHASTIGHET	36
5.8	SAMMANSÄTTNING AV AVLOPPSVATTEN FRÅN INDUSTRI.....	36
5.9	METODIK VID FELSÖKNING	37
6	SLUTSATSER	38

7	REFERENSER	39
	BILAGA A – RÅDATA OCH BERÄKNINGAR	41
	BERÄKNINGAR AV BOD ₇ -KONCENTRATION	41
	BERÄKNINGAR AV SUSPENDERAD SUBSTANS	42

1 INLEDNING

Övergödning och för höga halter BOD (biokemisk syreförbrukning) är ett internationellt miljöproblem då det bidrar till dålig status på vattenmiljön. Små avloppsreningsverk som ofta är i sämre skick än större avloppsreningsverk står för en stor del av utsläppen. Att optimera dessa mindre verk skulle bidra till en minskad belastning på sjöar, hav och vattendrag. Att åtgärda alla små verk är ett stort jobb som kräver att varje enskilt fall beaktas för bästa möjliga lösning.

I många mindre kommunala avloppsreningsverk används biobäddar för att rena avloppsvattnet från BOD. Biobäddar är tåliga mot förändringar i avloppsvattnets sammansättning och lämpar sig därför bättre i små anläggningar än den betydligt känsligare aktivslamprocessen, som används i större avloppsreningsverk (Svenskt Vatten, 2013).

Det var vanligt att använda sig av biobäddar redan tidigt i avloppsreningens historia och många äldre verk har idag en biobädd som uppfördes för lång tid sedan. Dessa lever inte alltid upp till dagens krav på reningsgrad. Det kan dock finnas goda möjligheter att modifiera driften och på så vis få en effektiv rening.

I samhället Älgårås i Töreboda kommun, Västergötland, renas avloppsvattnet från 350 personer i en reningsanläggning som använder sig av biobädd. Reningsanläggningen har krav på att inte överstiga angivna halter fosfor och BOD, men klarar inte alltid att nå riktvärdena för maximal koncentration av biokemisk syreförbrukning (BOD_7) i det renade vattnet.

1.1 SYFTE

Syftet är att undersöka orsaken till att Älgårås avloppsreningsverk inte alltid klarar att nå upp till tillåten maximal koncentration av BOD_7 och att undersöka vad som krävs för att reningskraven ska kunna uppnås i framtiden. Biobäddens funktion ska undersökas med inriktning på att hitta eventuella fel och att ge förslag på eventuella förbättringar i drift och process. Metoden som användes i felsökningen skall dokumenteras väl, så att den kan följas av andra med liknande problem.

2 BAKGRUND

I detta avsnitt behandlas begreppet biobädd och hur denna och biofilmen är uppbyggd och fungerar. Sammansättningen på vattnet som belastar biobädden beskrivs och viktiga parametrar för biobäddens funktion presenteras. Teori för hur en biobädd dimensioneras avslutar kapitlet.

2.1 RENING MED BIOBÄDD

Ett reningsverk som innehåller en biobädd är ofta uppbyggd så att avloppsvattnet går genom grovrening och försedimentering innan det når biobädden. Efter biobädden leds vattnet vanligen till en eftersedimenteringsbassäng innan det når recipienten. Rening

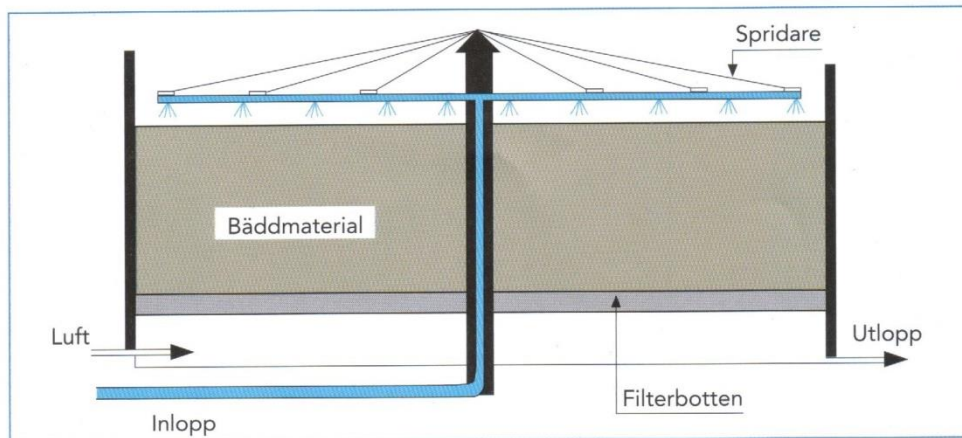
med biobädd kan också kombineras med andra reningstekniker som kemisk fällning. Biobäddens funktion är ofta att rena avloppsvattnet från BOD (Svenskt Vatten, 2013), men används även på vissa platser för att rena vatten från kväve (Balakrishnan m fl., 1969). Biobäddar bidrar till minskad mängd patogener, så som kolliforma bakterier, i utgående vatten. Det är inget krav att rena från detta i de flesta reningsverk i Sverige men i många länder är det standard att reningsverk har krav på reduktion av patogener (Naz m fl., 2014).

Fördelar med biobäddar är att de går att ställa in relativt väl så att den reningsgrad som eftersträvas uppnås, varken högre eller lägre, att de är tåliga mot variationer i säsong och belastning samt att de är lätta att styra och inte bygger på avancerad teknik som kan vara svår att hantera på lågbemannade verk (Balakrishnan, 1969). Biobäddar kan med fördel användas i anläggningar som behandlar avloppsvatten med relativt låga BOD-koncentrationer. Vid högre BOD-koncentrationer är det ofta billigare att använda sig av aktivslamprocesser (Hosono m fl., 1980).

2.2 BIOBÄDDENS UPPBYGGNAD OCH FUNKTION

En biobädd är ett torn som är fyllt med ett bärmaterial som bidrar till att bädden får stor hållrumsvolym, vanligen sten eller plastbärare. Detta för att materialet ska släppa igenom vatten bra och samtidigt bidra med en stor yta för biofilmen att fästa på. Höjden av biobäddens fyllmaterial, bärmaterial, är vanligen 4 till 6 meter (Svenskt Vatten, 2013). De flesta biobäddarna har inget tak, men om det krävs för att hålla biobädden isfri kan ett tak byggas ovanpå bädden, så kallad överbyggd bädd. Med överbyggd bädd minskar nedkylningen av snö och det finns även möjlighet att installera värmeslingor och på så vis värma bädden och förhindra isbildning.

Vatten leds in via en ledning i mitten av biobädden, som ofta är formad som en cylinder, och sprids med spridare längst upp, över biobädden (figur 1). När vattnet sedan rinner genom biobädden kommer det i kontakt med biofilmen som sitter på bärmaterialet (Lidström, 2013). Detta medför att vattnet först når de övre delarna av biobädden vilket leder till att koncentrationen av BOD och näringsämnen är som högst där. Därför är reningsprocessen snabbare i de övre delarna av biobädden än i de nedre delarna.



Figur 1. Biobädd (med tillstånd från Svenskt Vatten, 2013).

Reningstekniken med biobädd bygger på aeroba (syreförbrukande) processer hos mikroorganismer i biofilmen och biobädden måste därför luftas för att ge dem tillgång till syre och transportera bort koldioxid. Biofilmen luftas med hjälp av luftningsluckor i botten av biobädden eller med hjälp av fläktar. Är biobädden överbyggd med ett tak bör luftningen ske med fläktar (Svenska Kommunförbundet, 1992).

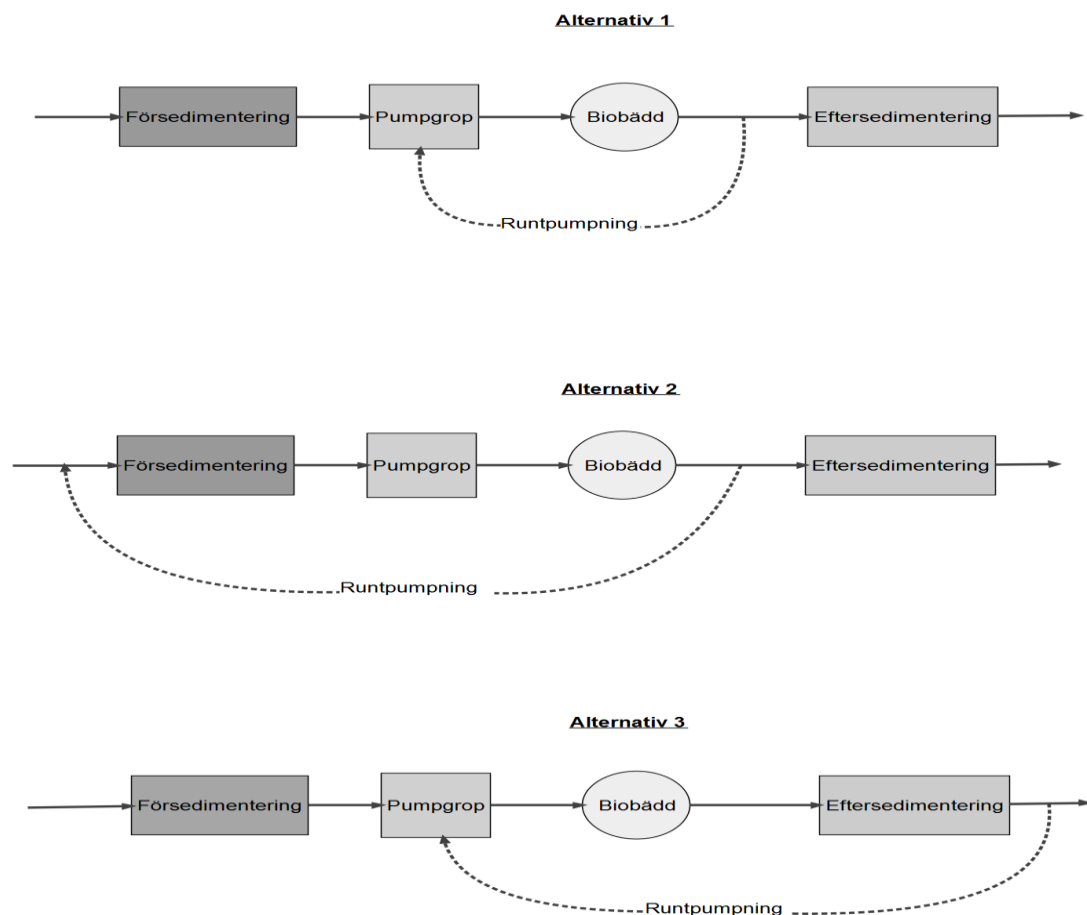
Biofilmen på bäddarmaterialet växer ständigt och ökar i tjocklek. När biofilmen har blivit för tjock lossas denna från bäddarmaterialet och transporteras med vattnet ut ur bädden, för att sedan sedimentera i efterkommande sedimentationsbassäng. På så vis renas de organiska föreningarna från avloppsvattnet och förs till slambehandlingen (Lidström, 2013).

Det är vanligt att vattnet cirkulationspumpas genom biobädden flera gånger, för att höja reningseffekten. Då kan den hydrauliska belastningen på bädden hållas konstant och biobädden hålls därmed alltid fuktig vilket gynnar dess funktion. Andra fördelar med att cirkulationspumpa är att de nedre delarna av biobädden belastas effektivare och att vattnet som recirkuleras bidrar med mikroorganismer till det nytillförda avloppsvattnet. Detta leder i sin tur också till en ökad reningseffekt (Svenskt Vatten, 2013).

Cirkulationspumpning kan ske på tre olika sätt (figur 2, Svenska Kommunförbundet).

Dessa tre sätt är att

- 1) Vattnet från utloppet av bädden leds direkt till pumpgruppen och inloppet av bädden.
- 2) Vattnet som går ut från biobädden leds tillbaka till försedimenteringsbassängens inlopp.
- 3) Vattnet får gå igenom en eftersedimenteringsbassäng efter biobädden, och leds sedan tillbaka till pumpgruppen och biobädden.



Figur 2. Tre olika sätt att cirkulationspumpa avloppsvattnet i en biobädd. Figur: Amanda Haglind.

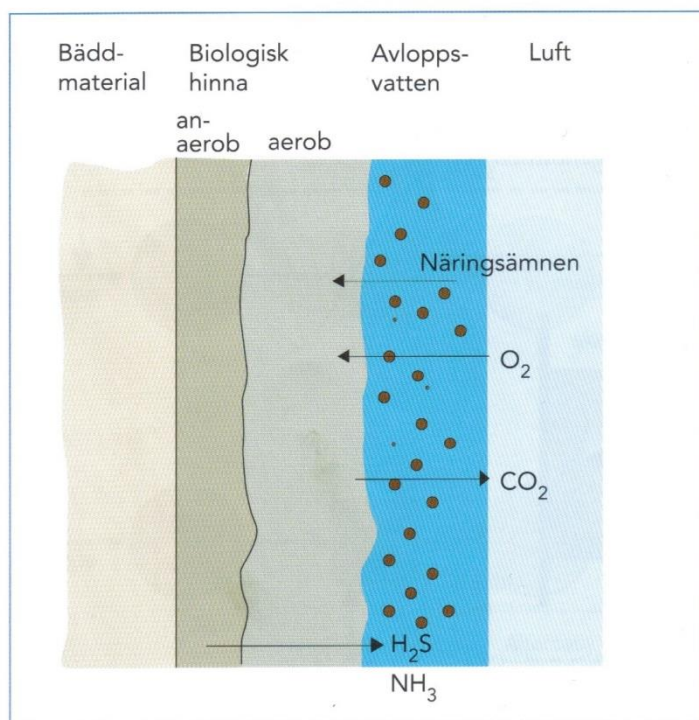
Förutom cirkulationspumpning kan en mer effektiv BOD-rening erhållas genom att dela upp biobädden i flera mindre som följer efter varandra, så kallade flerstegsbäddar. Biobädden kan också kombineras med andra reningssteg, som förfällning före biobädden för att minska BOD-belastningen (Svenskt Vatten, 2013).

2.3 BIOFILMENS UPPBYGGNAD

Biofilmen byggs upp genom att bakterier, svampar, protozoer och larver av olika organismer fäster på bärarmaterialet och tillväxer. Biofilmen skapas alltså av de mikroorganismer som finns naturligt i avloppsvattnet och som gynnas av förhållandena i biobädden. Det tar två till tre veckor att etablera en biofilm i en ny biobädd (Svenskt Vatten, 2013).

Mikroorganismerna lever på de organiska ämnen som finns i avloppsvattnet och renar på så vis vattnet från dessa ämnen. Biofilmen adsorberar även kolloider och slampartiklar från vattnet vilket bidrar till en ytterligare rening. Organiska föreningar, kolloider och slampartiklar kommer i kontakt med biofilmen genom diffusion (figur 3, Svenskt Vatten, 2013). Det finns även hålrum i biofilmen genom vilka vatten, med tillhörande partiklar, kan strömma och på så vis sprida innehållet till de nedre delarna i biofilmen. Biofilmen är inte helt jämnt utspridd genom hela bädden, utan tjockleken

beror på hur vattnet flödar och på den predation som mikroorganismerna utsätts för av andra organismer. Det är vanligt att biofilmen blir tunnare med djupet i biobädden (Hermansson m.fl.,2006). Vid hög BOD-belastning är syrebehovet konstant på alla djup i bädden och biofilmen tenderar att bli mer jämntjock genom hela bädden (Wang m fl., 2009).



Figur 3. Biofilmens uppbyggnad, i bilden nämnd som biologisk hinna (med tillstånd från Svenskt Vatten, 2013).

Transporten genom vattenmassan och sedan genom biofilmen är viktiga aspekter för att rena vatten från organiskt material. Även reaktionerna inuti biofilmen och transporten av de ämnen som bildas under reaktionen kan vara aspekter av vikt för biofilmens funktion (Särner, 1986).

Även om biofilmen byggs upp av flera olika mikroorganismer domineras den huvudsakligen av bakterier. Biofilmens sammansättning av bakterier ändras i och med att förhållandena ständigt ändras i biobädden, till exempel variationer i avloppsvattnets sammansättning, temperatur och syresättning. På så vis anpassar sig biofilmen till de förhållanden som råder för tillfället och den bakterieart som gynnas mest av rådande förhållanden tillväxer mest. Det är på grund av variationen av bakteriearter som biobädden klarar av varierande förhållanden. Det är alltså viktigt för en biobädds funktion att den byggs upp av många olika bakteriearter, så att reningen fungerar vid olika betingelser (Svenskt Vatten, 2013).

Vid låga pH-värden kan svampar konkurrera med bakterier, men vid dessa låga pH-värden fungerar inte biobädden optimalt, så i normalfallet spelar inte svamparna någon avgörande roll för biobäddens funktion. Alger kan växa till på biobäddens sidsida. Där

kan de orsaka problem i bädden, då de riskerar att täppa till och minska den hydrauliska konduktiviteten genom bädden. Larver kan leva i de övre skikten av biobädden och lever där på de lägre organismerna (Wang m.fl. 2009).

Protozoer lever på bakterier som svävar fritt i vattnet och när dessa blir till föda blir vattnet mindre grumligt, vilket märks som minskad turbiditet i utgående vatten. På så vis spelar protozoerna en roll i att hålla bakteriepopulationen i schack så att inte för mycket sediment bildas och biobädden sätts igen (Svenskt Vatten, 2013).

2.4 VATTNET SOM BELASTAR BIOBÄDDEN

Det avloppsvatten som når ett avloppsreningsverk innehåller många olika sorters föroreningar, förutom BOD och fosfor, bland annat även kväve, COD (kemisk syreförbrukning) och suspenderade ämnen (Svenskt vatten, 2013). Hur mycket av respektive förorening som belastar avloppsreningsverket varierar mellan olika verk. Variationerna beror på hur många personer som är anslutna till verket, belastning från industri och verksamheter och hur mycket ovidkommande vatten som späder ut avloppsvattnet, vilket i sin tur beror på ledningsnätets kvalitet. Lidström (2013) har tagit fram exempelvärden på sammansättningen på ett kommunalt avloppsvatten som kan vara en ledning i hur mycket föroreningar avloppsvattnet innehåller när det når avloppsreningsverket (tabell 1). Värdena baseras på att vattenförbrukningen per person är 200 liter per dag och att tillskottsvattnet i form av ovidkommande vatten är lika stort, det vill säga med avloppsvattenmängden 400 liter per person och dag (L/p, d) (Lidström, 2013).

Tabell 1. Exempelvärden på föroreningsmängder i kommunalt avloppsvatten, per person och genomsnittlig föroreningshalt i avloppsvatten beräknat med 400 L/p, d (Lidström, 2013)

Förorening	Mängd för en person [g/p, d]	Föroreningshalt [mg/L]
Kemisk syreförbrukande substans (COD)	120-180	375
Biokemiskt syreförbrukande substans (BOD ₇)	60-90	200
Suspenderade ämnen	70-90	200
Fosfor (P)	2,0- 3,5	7
Kväve (N)	10-14	30
Torrsubstans	150-250	500

Innan vattnet når biobädden har det oftast gått genom ett grovrens-galler och en försedimentering, vilket rensar bort en del av föroreningarna i vattnet. När vattnet når biobädden består de föroreningar som finns i avloppsvattnet till största del av BOD, fosfor och kväve. Under försedimenteringen avskiljs ca 30 % av inkommande BOD och 10-15 % av inkommande kväve och fosfor (Svenskt Vatten, 2013) vilket resulterar i lägre halter av dessa ämnen och föreningar i vattnet som når biobädden (tabell 2).

Tabell 2. *Föroreningsmängder i ett typiskt kommunalt avloppsvatten efter att avloppsvattnet behandlats med försedimentering. Vid beräkningen har medelvärden för föroreningsmängder använts från tabell 1*

Förorening	Beräkning	Flöde efter försedimentering [g/p, d]
BOD ₇	0,7*75	52,5
Fosfor (P)	0,875*3	2,6
Kväve (N)	0,875*12	10,5

2.5 FAKTORER SOM PÅVERKAR BIOBÄDDENS FUNKTION

Det finns flera faktorer som påverkar en biobädds funktion. Belastningen av BOD, kväve och fosfor samt den hydrauliska belastningen och uppehållstiden i biobädden är viktiga parametrar för dess funktion. Även vattnets pH och temperatur, luftningen av biobädden och bärarmaterial i biobädden påverkar förmågan att rena vattnet från BOD. Vidare påverkas funktionen av hur vattnet sprids över biobädden.

2.5.1 BOD-belastning

Biobäddens primära funktion är normalt att rena avloppsvattnet från BOD och belastningen är avgörande för hur bra biobädden fungerar. Vid för låga halter BOD får bakterierna inte tillräckligt med föda och experiment har visat att en ökad BOD-belastning i vissa fall kan ge en ökad reningsgrad (Särner, 1986). Blir BOD-belastningen däremot alldeles för hög hinner inte bakterierna med och reningsgraden minskar.

Många bakterier behöver organiskt kol, fosfor, kväve och spårämnen för tillväxt. Det är av vikt för BOD-reningen att förhållandet mellan organiskt kol (mätt som BOD₇), kväve och fosfor är gynnsamt för bakterierna och ett önskvärt förhållande är 100:5:1 (Svenskt Vatten, 2013). Detta innebär att för varje 100 gram BOD₇ som bakterierna tar upp går det åt 5 gram kväve och 1 gram fosfor. Om tillräckligt med fosfor och kväve inte finns tillgängligt kommer inte BOD₇-upptaget att fungera bra. I ett typiskt kommunalt avloppsvatten finns dessa ämnen i överflöd och därför är inte detta ett problem (Svenskt Vatten, 2013). Från tabell 2 kan utläsas att föroreningsmängderna i ett typiskt kommunalt avloppsvatten efter att det renats genom försedimenteringen är omkring 52,5 g BOD₇/p, d, 10,5 g N/p, d och 2,6 g P/p, d vilket är det samma som relationen 100:20:5. Jämförs denna relation med relationen 100:5:1 kan det konstateras att BOD-reningen inte begränsas av tillgången på kväve och fosfor i ett typiskt kommunalt avloppsvatten.

Vid högre BOD-koncentrationer än 40 mg/l är en biobädds kapacitet begränsad av luftflödet genom bädden. Det är därför möjligt att syrehalten är det begränsande i den övre delen av bädden, medan kapaciteten begränsas av BOD-koncentrationen i de nedre delarna av bädden (Särner, 1986).

För att beräkna BOD-belastningen på en biobädd används ekvation 1 (Svenskt Vatten, 2013):

$$BOD_{belastning} = \frac{Q \cdot BOD}{V} \quad (1)$$

Där:

Q: avloppsvattenflöde till biobädden [m^3/d]

BOD: BOD-halten i det försedimenterade vattnet [$\text{kg BOD}_7/\text{m}^3$]

V: bäddvolym [m^3]

Med enheter enligt ovan erhålls BOD_7 -belastningen i enheten $\text{kg BOD}_7/\text{m}^3, \text{d}$.

Särner (1986) menar dock att det är viktigt att ta hänsyn till den specifika ytan som biofilmen har möjlighet att växa på när BOD -belastningen beräknas. Detta på grund av att biobäddens effektivitet ökar med ökad specifik yta på bärarmaterialet. Ökad specifik yta påverkar bäddens funktion i hög grad och bidrar till högre reningsgrad per volym och bättre kvalitet på utgående vatten (Särner, 1986).

För att utföra beräkningar av detta används ekvation 2 (Svenskt vatten, 2013)

$$BOD_{belastning} = \frac{Q \cdot BOD}{V \cdot s} \quad (2)$$

Där s står för den specifika ytan på bärarmaterialet, angiven i m^2/m^3 , och enheten för BOD -belastningen är $\text{kg BOD}_7/\text{m}^2, \text{d}$ (Svenskt Vatten, 2013).

BOD -belastningen på ett avloppsreningsverk i personekvivalenter (pe) bestäms genom att beräkna den totala massan inkommande BOD_7 till avloppsreningsverket under en dag och dividera massan med 70 gram, då en person antas belasta avloppsreningsverket med 70 gram BOD_7 per dag (Lidström, 2013). Den totala massan inkommande BOD_7 beräknas genom att multiplicera det summerade flödet under dagen med medelkoncentrationen BOD_7 aktuell dag.

2.5.2 Hydraulisk belastning och uppehållstid

Den hydrauliska belastningen bestäms av hur stort flöde som fördelas över en viss yta, det vill säga ett mått på i vilken takt vatten flödar förbi en viss area. I vilken takt vattnet flödar genom bädden är avgörande för kontakttiden mellan vatten och biofilm, vilket i sin tur påverkar reningsgraden (Lidström, 2013). Det är inte önskvärt med en allt för hög hydraulisk belastning, då biofilmens kontakttid med vattnet förkortas. Att hålla en alltför låg hydraulisk belastning kan också skapa problem i form av igensättning, då slam inte spolas ut i samma grad och riskerar att sätta igen biobädden (Svenskt Vatten, 2013).

Vissa försök har visat att ökad hydraulisk belastning medför ökad avskiljning. Detta antas bero på att ökad hydraulisk belastning bidrar till att en större del av biofilmen hålls i kontakt med vatten. På så vis ökar den ökade hydrauliska belastningen andelen area som är i kontakt med vatten (Särner, 1986). Att öka den hydrauliska belastningen kan även bidra till att biobädden blir bättre syresatt, vilket gynnar biofilmen som får

möjlighet till tillväxt och ett djupare aktivt lager (Wang m.fl. 2009). Är den hydrauliska belastningen däremot för hög kan problem uppstå med luftningen, eftersom bädden fylls med vatten som tar över annars luftfyllda porer. Med för hög hydraulisk belastning finns det även risk för att biofilmen spolats bort (Svenskt Vatten, 2013).

Den hydrauliska belastningen beräknas med hjälp av ekvation 3 (Svenskt vatten, 2013)

$$\text{Hydraulisk belastning} = \frac{Q}{A} \quad (3)$$

Q: avloppsvattenflöde [m^3/h]

A: bäddyta [m^2]

Med enheter enligt ovan fås den hydrauliska belastningen i enheten m/h .

Även om den hydrauliska belastningen är låg behöver det inte betyda att vattnet är i kontakt med biofilmen under en längre tid. Teoretiskt sett bör det vara så, men ibland uppstår kanalflöden i en biobädd som medför att vattnet rinner genom bädden mycket snabbare än vad som var tänkt. Detta inträffar oftare i äldre bäddar där små porer har täppts igen med åren och vattnet väljer andra vägar och större kanalflöden bildas. Det kan därför vara av vikt att inte enbart analysera den hydrauliska belastningen utan att även undersöka vilken uppehållstid vattnet har i biobädden när en analys av biobäddens funktion utförs.

2.5.3 Luftning

Förutom att biofilmen behöver komma i kontakt med vattnet krävs det att bakterierna som utgör biofilmen får tillgång till syre, då processerna i biofilmen är aeroba. När det gäller öppen bädd räcker det i de flesta fall med självdrag genom bädden i kombination med den luft som kommer i kontakt med vattnet när det sprids över bädden. Luftflödet genom bädden drivs vid självdrag av temperaturskillnaden mellan vattnet och luften, vilket innebär att luften kommer att stiga nedifrån och upp när vattnet är varmare än luften och strömma uppifrån och ned när motsatt förhållande råder. Om vattnet och luften har liknande temperatur kan problem med luftningen uppstå då den temperaturgradient som driver luftningen blir liten. Experiment har visat att denna risk är som störst när luften är två grader kallare än vattnet (Svenskt Vatten, 2013).

Är bädden övertäckt krävs ofta installation av fläktar för att tillgodose luftningen av bädden. Ventilation är av betydelse för att tillgodose syrebehovet, men även för att transportera bort koldioxid från bädden (Svenskt Vatten, 2013). För att vattnet ska anses tillräckligt syresatt krävs en syrehalt över två mg/L . Är luftningen för dålig och anaeroba förhållanden uppstår leder detta till luktproblem då svavel reduceras till svavelväte (Wang m.fl. 2009).

2.5.4 Temperatur

Temperaturen är inte endast av betydelse för luftningen, utan även för att mikroorganismerna i biofilmen ska växa. Tillväxten sker snabbare vid högre temperaturer vilket innebär att reningen också är effektivare. Detta har visats för bland

annat rening av BOD, kväve och fekala koliformer (Naz m.fl. 2014). I svenskt, kommunalt avloppsvatten blir vattentemperaturen aldrig så hög att reningen begränsas av för höga temperaturer (Svenska Kommunförbundet, 1992).

Det är av vikt att reglera luftningen under kalla månader, så att inte temperaturen blir för låg i bädden och isbildning riskeras. Blir det så kallt att det bildas is på bädden avstannar aktiviteten i biofilmen och även om vatten kan ta sig genom bädden går reningsgraden ner mot noll (Svenska Kommunförbundet, 1992).

2.5.5 pH

Bakterierna påverkas av pH-förändringar. Vid pH under sex eller över åtta och en halv påverkas bakterierna mycket negativt. Det är önskvärt att hålla ett pH kring sju för att bakterierna ska trivas, även om olika arter tillväxer olika bra vid olika pH. I kommunalt avloppsvatten brukar pH ligga kring sju och ha god buffrande förmåga, det vill säga ha god förmåga att stå emot pH-förändringar (Svenska Kommunförbundet, 1992).

2.5.6 Bärarmaterial

Används ett bärarmaterial som är för tätt eller packas för tätt kan problem uppstå med att hålrumsvolymen och därmed den hydrauliska kapaciteten kan bli för låg. På grund av detta rekommenderas inte kornstorlekar mindre än ca 50 mm om sten används. För tät bädd leder också till minskad syresättning och ökad risk för igensättning (Svenskt Vatten, 2013). Enligt Svenska Kommunförbundet (1992) utformades lågbelastade biobäddar tidigare med stenstorlek på 30-80 mm, vilket innebär att de minsta av dessa storlekar är för små för att idag anses som problemfria. När det gäller högbelastade biobäddar byggs de istället med material av storleken 70-90 mm. Det är vanligt med krossmaterial av granit och gnejs.

Det är inte enbart storleken på bärarmaterialet som spelar roll, utan även utformningen av packningen, då denna påverkar turbulensen i biobädden och även vilka delar av biobädden som blir fuktade (Särner, 1981). Hur bärarmaterialet är utformat påverkar omblandning och uppehållstid och därmed reningen. När vattnet blandas bättre minskar koncentrationsgradienten vilket ökar avskiljningen av löst organiskt material (Särner, 1986).

Eftersom biobädden bygger på att bakterier ska bryta ned det organiska materialet styrs biobäddens funktion av att bakterierna kommer i kontakt med vattnet. En stor kontaktyta är alltså en viktig parameter för biobäddens funktion. Stenmaterial har ofta en storlek på 70 till 90 millimeter och en specifik yta på 40 till 60 m²/m³ medan plastmaterial har en specifik yta av 100 till 250 m²/m³ (Lidström, 2013). Den ökade specifika ytan på plastbärare jämfört med sten har gjort plastbärare populära i modernare biobäddar, då det medför att bäddar med plastmaterial klarar en högre BOD-belastning än bäddar med stenmaterial (Naz m.fl. 2014).

Det är inte alltid som plastmaterial är det bästa valet av bärarmaterial. Experiment har visat att stenmaterial kan ge en högre reningsgrad vid låga temperaturer och låg BOD-belastning (Naz m.fl. 2014). Samma problematik som finns i biobäddar med bärare av

stenmaterial kan också finnas i biobäddar med plastbärare. En ökad specifik yta hindrar inte automatiskt bädden från att fungera dåligt till följd av för hög eller låg hydraulisk belastning eller BOD-belastning.

2.5.7 Sammansättning på inkommande avloppsvatten

Det vatten som når biobädden avgör förhållandena i biobädden och på så vis funktionen. Förutom att avloppsvattnet bör innehålla rätt koncentration BOD för att biobädden ska fungera optimalt bör också sammansättningen vara den rätta. Organiskt material når reningsverket både i löst form och som partikulärt organiskt material. Det lösta organiska materialet kan färdas genom hålrummen i biofilmen och brytas ner inne i den, medan det partikulära är begränsat till att adsorberas på ytan av biofilmen där det bryts ned. Är det mycket partikulärt organiskt material i avloppsvattnet och detta adsorberar på biofilmens yta medför det en minskad avskiljning av det lösta organiska materialet (Särner, 1986).

Biobäddar anses robusta till följd av att de byggs upp av olika typer av bakterier, som klarar av olika betingelser, och som är tåliga mot föroreningar och ändrade förhållanden (Svenskt Vatten, 2013). Trots detta kan giftämnen försämra reningseffekten hos en biobädd och i extrema fall slå ut hela bädden (Nordvästra Skånes vatten och avlopp, 2012).

Värdena för BOD och COD följer ofta varandra och det går i många fall att få en fingervisning om koncentrationen BOD i ett vatten genom att studera koncentrationen COD. När jämförelsen mellan BOD och COD utförs används ofta en metod att mäta COD som ger halten COD i mg/L där COD_{Cr} står för den metod som använts. För att undersöka om ett avloppsvatten, till exempel från en industri, är svårnedbrytbart kan kvoten mellan BOD₇ och COD_{Cr} analyseras. Är kvoten lägre än 0,43 klassificeras avloppsvattnet som svårnedbrytbart (Naturvårdsverket, 1989). Om en abonnent släpper ut avloppsvatten till det kommunala ledningsnätet som ”i ej oväsentlig mån avviker från hushållsspillvattens” (Töreboda kommun, 2008, s.14) har huvudmannen, (i dett fall Törebodas kommun) inte skyldighet att ta emot avloppsvattnet. Abonnenten har istället möjlighet att ansöka om att ett särskilt avtal med kommunen upprättas för att få släppa detta avloppsvatten till det kommunala ledningsnätet. (Töreboda kommun, 2008).

2.5.8 Spridning av vatten över biobädd

Det är av vikt att hela biobädden blir jämnt belastad för en optimal funktion på biobädden. Vattnet behöver alltså fördelas jämnt över hela ytan (den översta delen av bädden) och det rekommenderas attspridaren har en preferihastighet mellan 0,3 och 0,5 m/s för att få en jämn spridning av vattnet. Om hastigheten är högre än så finns det en risk att en viss del av bädden inte blir belastad då vattnet kastas ut från centrum (Svenska Kommunförbundet, 1992). Periferihastigheten beräknas med ekvation 5 (Svenska Kommunförbundet, 1992):

$$v_{\text{periferi}} = \frac{O \cdot x}{t} \quad (5)$$

v_{periferi} = spridarens periferihastighet, det vill säga den hastighet med vilken den yttersta punkten på spridaren rör sig [m/s]

t = uppmätt tid [s]

O = längden på omloppsbanan, det vill säga omkretsen på den cirkelbana som spridaren rör sig i [m]

x = antal varv som spridaren snurrade på uppmätt tid

2.6 DIMENSIONERING AV BIOBÄDD

För de väderförhållanden som gäller i Sverige räknas det med att minst 1,2 till 1,5 kubikmeter vatten per timme bör spolas genom en kvadratmeter bädd, med bärrmaterial av sten, för att få en tillräcklig genomspolning och förhindra igensättning av bädden. För bärrmaterial av plast används normalt en hydraulisk belastning på 1,5 till 3 m/h (Svenskt Vatten, 2013). Dimensionering med annan hydraulisk belastning förekommer också (tabell 3).

Tabell 3. Dimensioneringsdata för biobädd (Svenskt Vatten, 2013)

Typ av biobädd	BOD-belastning [kg BOD ₇ /m ³ ,d]	Hydraulisk belastning [m/h]	Höjd [m]	Material	Specifik yta [m ² /m ³]	Hålrum [%]
Låg/medel-belastad	0,2-1,2	0,3-1,5	1-4	Sten	40-60	40-50
Högbelastad	1,5-4	2-5	4-6	Plast	100-240	98

En biobädd som har bärrmaterial av plast med stor specifik yta kan ha BOD-belastningar upp emot 4 kg BOD₇/m³, d men dimensioneras vanligen för lägre belastning i kalla klimat. Bärrmaterialet och höjden på biobädden påverkar såväl den hydrauliska belastningen som BOD-belastningen (Svenskt Vatten, 2013). Förhållandet mellan den hydrauliska belastningen och BOD-belastningen är av vikt, då en för hög hydraulisk belastning i förhållande till BOD-belastningen innebär en risk för bortspolning av biofilm, medan motsatta förhållanden riskerar att resultera i igensättning (Särner, 1986).

Den reduktion som en högbelastad biobädd, med kommunalt avloppsvatten kan åstadkomma tillsammans med efterfällning uppskattas till 80-90% BOD₇ (Svenskt Vatten, 2013). Man kan tänka sig att cirkulera avloppsvattnet tills en högre reningsgrad uppnås, men det är inte ekonomiskt att driva reduktionen längre i en biobädd. Om en högre reningsgrad behöver uppnås rekommenderas en aktivslamprocess (Svenskt Vatten, 2013).

3 MATERIAL OCH MÄTNINGAR

I följande kapitel presenteras Älgarsås biobädd och hur denna dimensionerats samt de mätningar som använts för att undersöka dess funktion.

3.1 ÄLGARÅS RENINGSVERK

Älgarsås ligger i Töreboda kommun i Västergötland och till avloppsreningsverket i Älgarsås (figur 4) är cirka 350 personer anslutna. Reningsverket belastades enligt Töreboda kommuns beräkningar med 300 personekvivalenter (pe) 2013. Verket dimensionerades för 900 pe när det byggdes och belastningen är alltså långt under vad verket dimensionerats för. I miljötillståndet för avloppsreningsverket finns krav på rening av BOD₇ och fosfor. Reningsverket får släppa ut maximalt 15 mg BOD₇/L och 0,5 mg fosfor/L som medelvärden för kalenderkvartal (Töreboda kommun, 2014). I dagsläget klarar verket utsläppsvillkoret för fosfor. Trots att antalet anslutna till verket är lägre än vad verket dimensionerats för nås inte alltid riktvärdena för utsläpp av BOD₇ (Töreboda kommun, 2014).

Verket byggdes 1955 och rustades upp mellan 1988 och 1989, då det kompletterades med kemisk rening. Biobädden bestod före upprustningen endast av stenmaterial men har kompletterats med plastbärare. I dagsläget består bädden av 75 % stenmaterial i botten av biobädden och 25 % plastbärare överst i bädden (Töreboda kommun, 2011).

Det finns en industri ansluten till Älgarsås reningsverk som tillverkar tvätt- och rengöringsmedel. Det har hänt att skum och lukt från rengöringsmedel har noterats i reningsverket.

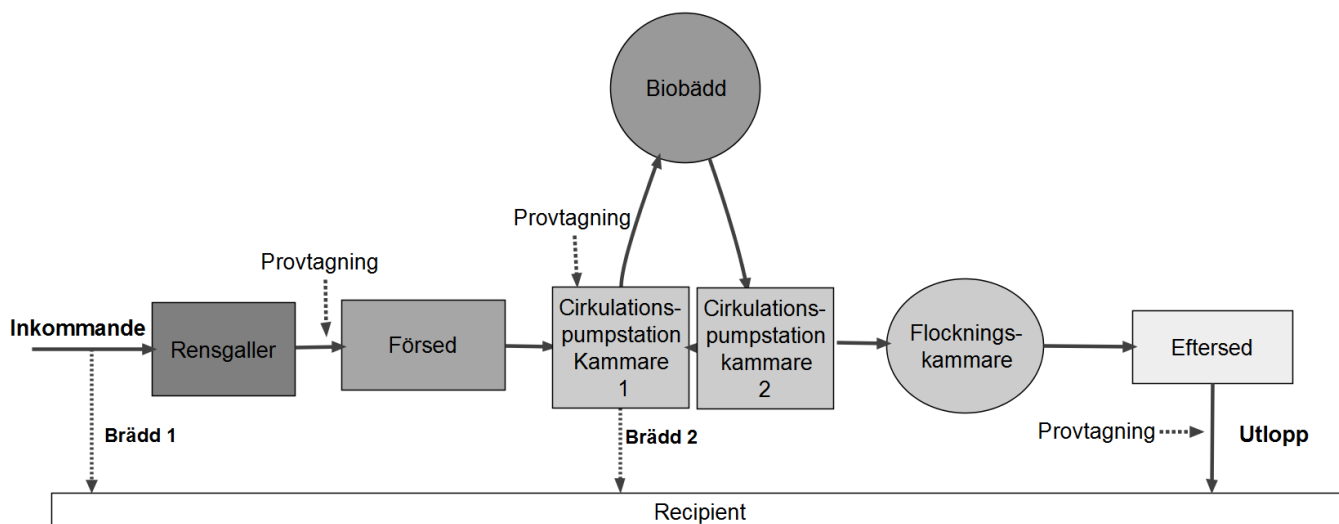
Reningsverket kontrolleras av personal två gånger i veckan. Utöver detta bevakas reningsverket av ett styrsystem som larmar personal om driften störs, till exempel höga vattennivåer, låga temperaturer i pumphus och överansträngning av rensrör och pumpar (Töreboda kommun, 2011).



Figur 4. Älgarsås avloppsreningsverk. Biobädden syns till vänster i bilden. Foto: Amanda Haglind.

3.1.1 Processföljden i Älgårås avloppsreningsverk

Vattnet kommer till reningsverket via en självfallsledning och behandlas först med grovrening genom ett rensgaller. Vid flöden högre än fyra gånger det dimensionerade flödet, Q_{dim} bräddar avloppsvattnet orenat direkt ut i recipienten, via ett bräddavlopp placerat innan rensgallret. Det som avskiljs i gallret avvattnas och tvättas och transporteras sedan till sopstation. Efter rensgallret leds vattnet till en försedimenteringsbassäng varifrån vattnet leds till en cirkulationspumpstation (Figur 5).



Figur 5. Processföljd i Älgårås avloppsreningsverk, provtagningspunkter och brädd markerade. Försed betecknar försedimenteringsbassäng och Eftersed eftersedimenteringsbassäng. Figur: Amanda Haglund.

Cirkulationspumpstationen består av två kammare, där den första har en pump som pumpar vattnet från pumpstationens kammare 1 vidare till biobädden, och den andra är utrustad med en pump som pumpar vattnet från pumpstationens kammare 2 till en flockningskammare. Vattnet pumpas alltså från den första sektionen till biobädden och när vattnet gått igenom biobädden leds det tillbaka till cirkulationspumpstationen, till kammare 2. Biobädden förses med konstant flöde dygnet runt, och för att det alltid ska finnas tillräckligt mycket vatten för att möjliggöra detta leds vatten från kammare 2 i cirkulationspumpstationen till kammare 1. Detta innebär att avloppsvattnet cirkulerar genom biobädden mer än en gång vid låga flöden. Vid flöden som är större än vad pumpen i kammare två maximalt kan pumpa bräddar vattnet från kammare 1 i cirkulationspumpstationen till recipienten. Pumparna i kammare 1 respektive kammare 2 har samma maximala pumpkapacitet. Detta bräddvatten har alltså renats via rensgaller och försedimentering. I driftinstruktionen för verket anges att det flöde som pumparna ger är $2Q_{dim}$ vilket motsvarar 12 L/s men sedan dess har pumparna i verket bytts ut (Töreboda kommun, 2011).

Det vatten som inte krävs för att underhålla biobädden pumpas vidare till en flockningskammare med kemisk efterfällning och vidare till eftersedimentering innan det leds ut till recipienten (figur 5). I flockningssteget tillsätts fällningskemikalien

polyaluminiumkloridlösning (Ekoflock 90, Töreboda kommun, 2011). Slamuttagen från sedimenteringsbassängerna är helautomatiska och slammet lagras i en tank innan det transporteras till ett närliggande reningsverk där det behandlas. Recipienten är Krokabäcken som går till Hovaån som i sin tur mynnar i sjön Skagern (Töreboda kommun, 2011). Hovaåns ekologiska status klassas som måttlig och når alltså inte upp till god ekologisk status, varför det är relevant att undersöka möjliga påverkanskällor.

3.1.2 Dimensionering av Älgårås biobädd

Kapaciteten på biobädden i Älgårås beräknades med värden enligt tabell 4 (Töreboda kommun, 2011). Befintlig dokumentation tyder på att dimensioneringen gäller biobädden med endast sten som bärrmaterial även om dokumentationen är bristfällig.

Tabell 4. Data för Älgårås avloppsreningsverk (Töreboda kommun, 2011).
Dimensionerande tillrinningen är beräknad för 14 timmars tillrinning från fastigheter

Parameter/uppgift	Beräkning	Värde
Folkmängd		900 pe
Specifik medelspillvattenmängd		250 l/p, d
Total medelspillvattenmängd	$900 \cdot 250 / 1000$	$225 \text{ m}^3/\text{d}$
Specifik grund- och dräneringsvattenmängd		150 l/p, d
Total grund- och dräneringsvattenmängd	$900 \cdot 150 / 1000$	$135 \text{ m}^3/\text{d}$
Dimensionerad tillrinning, (14 h medel); Q_{dim}	$(225/14) + (135/24)$	$22 \text{ m}^3/\text{h}$
Specifik BOD ₇ -belastning		70 g BOD ₇ /p, d
Total BOD ₇ -belastning	$900 \cdot 70 / 1000$	63 kg BOD ₇ /d
Specifik fosfor-belastning		3 g P/p, d
Total fosfor-belastning	$900 \cdot 3 / 1000$	2,7 kg P/d
Yta på biobädden		33 m^2
Volym på biobädden		73 m^3
BOD ₇ -belastning i det försedimenterade vattnet (räknar med att BOD-belastningen minskar med ca 30 % under försedimentering)	$63 \cdot 0,7$	44 kg BOD ₇ /d

Den hydrauliska belastningen och BOD₇-belastningen beräknades sedan enligt nedan, där Q är $2Q_{\text{dim}}$ då flödet till biobädden är $2Q_{\text{dim}}$. Ekvationerna (1) och (3) användes.

$$\text{Hydraulisk belastning} = \frac{Q}{A} \approx 1,35 \text{ m}^3/\text{m}^2, \text{h.}$$

$$\text{Belastning}_{\text{BOD}} = \frac{BOD}{V} \approx 0,6 \text{ kg BOD}_7/\text{m}^3, \text{d.}$$

Jämförs de beräknade belastningarna och de givna i litteraturen kan konstateras det att den hydrauliska belastningen för verket har dimensionerats relativt högt för en medelbelastad bädd med bärrmaterial av sten, men å andra sidan består de översta 25 procenten av bädden efter upprustingen av plastbärare. Den teoretiska BOD-belastningen ligger mitt i intervallet för låg/medelbelastad biobädd med bärrmaterial av sten (tabell 3).

3.1.3 Utgående vatten från Älgårås reningsverk

Under de senaste fem åren har riktvärdet för BOD₇ överskridits vid 9 av 28 provtillfällen, det vill säga vid 32 %. Fosforreningen fungerar som den ska utan överskridande av haltvillkor på utgående avloppsvatten.

3.2 MÄTNINGAR

För att mäta biobäddens funktion utfördes mätningar på belastningen på biobädden såväl med avseende på BOD och näringsämnen som på den hydrauliska belastningen. Mätningar utfördes också på vattnet med avseende på temperatur, pH, syresättning av vattnet i biobädden, torrsubstanshalt och siktdjup på avloppsvattnet. Periferihastigheten för spridaren till biobädden och förekomsten av kanalflöden genom bädden uppmättes också. Dessa mätningar utfördes under perioden 4/3-10/3 2015. Till sist utfördes en mätning av innehåll av BOD₇, COD, pH, totalkväve, suspenderad substans och totalfosfor i avloppsvattnet från industrin som är ansluten till reningsverket. Denna mätning utfördes under perioden 21/4-27/4 2015.

3.2.1 Belastning på biobädden

Mätningar av koncentrationen av BOD₇, totalkväve och totalfosfor utfördes vid tre stationer i avloppsreningsverket: 1) på vatten som endast gått igenom grovrensgallret, 2) på ingående vatten till biobädden och 3) på utgående vatten från reningsverket (figur 6). I figur 5 är dessa stationer utmarkerade. Vattenprover togs vid dessa tre mätstationer med hjälp av provinsamlare som samlar upp en viss mängd vatten varje timme och tömmer detta vatten i en 25L-dunk. En gång varje dygn togs ett vattenprov på en liter från varje 25L-dunk efter att dunken först skakats väl. På så vis erhöles dygnsprover för samtliga mätpunkter. Proverna från veckodagarna kördes direkt till Mariestads reningsverk för egen analys. De prover som togs på helgdagar frystes ner inom en halvtimme efter att de tagits och skickades därefter till ackrediterat laboratorium.



Figur 6. Provtagningen av inkommande vatten, vatten som pumpas till biobädden och utgående vatten. Foto: Amanda Haglind.

3.2.2 BOD₇

Analyserna av BOD₇ utfördes enligt SIS-metoden SS-02 81 43 (Svenska vatten- och avloppsföreningen, 1984). Spädvatten förbereds genom att lufta destillerat vatten under ett dygn och tillsätta pH-buffertlösning och närsalterna järn(III)-kalciumkloridlösning och magnesiumsulfatlösning till det destillerade vattnet, en milliliter av varje lösning för varje liter spädvatten. De prover som insamlades på veckodagarna analyserades genom att späda proverna enligt bilaga 1. Angiven volym provvatten mäts upp i en 500 milliliter stor mätkolv och två milliliter nitrifikationshämmare (ATU) tillförs provet. Mätkolven fylls sedan med det förberedda spädvattnet enligt föreskriven spädfaktor. Provet fördes över till två BOD-flaskor med hjälp av hävert så att luft inte skulle blandas ner i provet. När proverna förberetts och antagit temperaturen 20 °C mättes syrgashalten i proverna med en syrgas-sond (340i, WTW) och magnetomrörare (MR 3001 K, Heidolph). Efter mätningen förslöts BOD-flaskorna med glaskork och förvarades sedan i värmeskåp med temperaturen 20 °C i sju dygn innan syrgasmätningen upprepades. Nollprov togs på spädvattnet varje gång nytt spädvatten användes. Syreförbrukningen hos detta vatten under sju dygn användes i beräkningen av BOD-halten enligt ekvation 6 (Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, 1984)

$$BOD_7 = f \cdot ((a-b) - (c-a)) \quad (6)$$

BOD₇= BOD₇-halt [mg/L]

f= spädfaktor

a= syrehalt i utspätt prov dag ett, som medelvärde av två mätningar.

b= syrehalt i utspätt prov efter sju dygn, som medelvärde av två mätningar.

c= syrehalt i spädvatten dag ett, som medelvärde av två mätningar.

d= syrehalt i spädvatten efter sju dygn, som medelvärde av två mätningar.

För att få med BOD-utsläpp på grund av eventuell bräddning i cirkulationspumpstationens kammare 1 analyserades även flödena, och vid de tidpunkter då flödet var sådant att bräddning förekom beräknades BOD-halten i utgående vatten enligt ekvation 7

$$\text{Sammanlagd halt BOD i utgående vatten} = \frac{m_1 + m_2}{V} \quad (7)$$

m₁= massan av BOD som uppmäts under en dag, uträknat som dygnsmedelvärdet av koncentrationen av BOD på utgående vatten multiplicerat med flödet ut från verket.

m₂= massan av BOD som bräddar, beräknat som bräddflöde multiplicerat med koncentrationen i pumphusets kammare 1 där vattnet bräddade.

V= totala volymen avloppsvatten ut från verket.

3.2.3 Kväve och fosfor

Både totalfosforhalt och totalkvävehalt mättes med fotospektrometer av märket Hach lange, (DR 2800) med olika reagenskit: för totalfosfor användes Hach langes reagenskit LCK348 för inkommande vatten och upp till biobädd och LCK359 för utgående vatten. För analysen av totalkväve användes reagenskit med analysnummer LCK238. Innan avläsningen behandlades provvolymerna enligt instruktionerna och med reagenskit enligt Hach langes föreskrifter.

3.2.4 Hydraulisk belastning och flöde till avloppsreningsverket

Vattenflödet ut från biobädden mättes med en flödesmätare (2150 Area Velocity Flow Module and Sensor, TELEDYNE ISCO) som fästes i den rektangulära ränna som utgör utflödet från biobädden (figur 7). Flödesmätaren mäter flödet genom att mäta hastigheten på vattnet 50 centimeter framför mätaren och höjden av vatten över mätaren, tillsammans med de data för rännans geometri som ställts in i förväg. Flödesmätaren sattes fast med en plåt som specialtillverkades efter rännans mått. Flödet loggades under en veckas tid. Detta flöde användes sedan i beräkningar av BOD-, kväve- och fosforbelastning samt bäddens hydrauliska belastning (ekvation 3).



Figur 7. Flödesmätning på utgående vatten från biobädd. På bilden visas rännan för utgående vatten från biobädden, plåten som håller fast flödesmätaren och fastsatt på plåten anas flödesmätaren. I vänstra hörnet ses delar av loggern. Foto: Amanda Haglind.

Inkommande flöde till verket uppmättes med hjälp av en flödesmätare och logger placerade vid inkommande brunn till verket. Flödesmätaren var av samma modell och fabrikat och fungerade således på samma sätt som flödesmätaren som användes för att mäta flödet ut från biobädden. Detta gjordes för att se påverkan av flödesvariationer på

biobäddens belastning och funktion. Från värdena på inkommande flöde till verket och utgående flöde från biobädd kunde genomsnittliga antalet gånger vattnet strömmade genom biobädden beräknas.

3.2.5 Syrgashalt, temperatur och pH

För att mäta om luftningen i biobädden var tillfredsställande mättes syrehalten i utgående vatten från biobädden. För att få ett så rättvisande värde som möjligt från biobädden minskades avståndet som vattnet föll genom luften från biobädden ner till provuppsamlaren genom att ett uppsamlingskärlet (en kåsa) fästes vid ett träskäft (figur 8).



Figur 8. Anordning för att samla upp vatten vid utlopp från biobädd. Foto: Amanda Haglind.

Genom att använda detta redskap kunde uppsamlingskärlet stickas in i biobäddens luftningsluckor och vatten samlas upp precis under botten av bäddmaterialet (figur 9). På så vis minskades fallhöjden för vattnet genom luften från 15 cm till cirka 5 cm. Syrehalten i vattnet som uppsamlats mättes sedan direkt med en portabel syrgasmätare (Modell: Dissolved oxygen, fabrikat: mjk). Även syrgashalten på ingående vatten till biobädden mättes genom att sänka ner syrgasmätaren i pumpgropen varifrån vattnet pumpades till biobädden. Samtidigt som syrgashalten uppmättes även temperaturen i vattnet med samma instrument. Temperaturen i luften erhöles från SMHIs väderstation nr ”84470 Älgårås”, cirka 1,5 km från avloppsreningsverket.



Figur 9. Botten på biobädden, med luftningsluckor. Foto: Amanda Haglind.

På vatten in till verket, ingående vatten till biobädden och utgående vatten från verket mättes pH. Mätningarna gjordes med en pH-elektrod kopplad till en pH-meter (pH 7110 ino Lab, WTW) som kalibrerats enligt instruktion.

3.2.6 Suspenderad substans och siktdjup

Torrsubstanshalten mättes på ingående och utgående vatten till och från verket, samt på ingående vatten till biobädden. Mätningarna gjordes för att få en uppfattning om hur väl för- och eftersedimenteringen fungerade samt för att uppskatta hur stor risken för igensättning av biobädden var.

Metoden som användes (Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, 1984) för att mäta torrsubstansen på suspenderad substans (TSS) var att torka ett glasfiberfilter (modellen glass microfibre disc av fabrikatet Munktell med poröppning $1,6\ \mu\text{m}$) vid $105\ ^\circ\text{C}$ i 15 minuter varpå det vägdes och vikt antecknades. Efter att glasfiberfiltret svalnat silades provvatten genom filtret (figur 10) varefter filtret sköljdes med 10 ml destillerat vatten. Av utgående vatten silades 100 ml vatten genom filtret. För det vatten som samlats upp vid inloppet till verket och det vatten som samlats upp i pumpgropen före biobädden silades 50 ml vatten genom filtret.



Figur 10. Vatten silades genom glasfiberfilter med anordning enligt bild. Foto: Amanda Haglind.

Filtret torkades i 105 °C i två timmar. När filtret hade svalnat vägdes filtret igen och viktökningen antecknades. Halten suspenderat material beräknades sedan enligt ekvation 7 (Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, 1984).

$$\text{TSS} = \frac{1000(b-a)}{v} \quad (7)$$

TSS=suspenderad substans [mg/L]

a= glasfiberfiltrets torrvekt [mg]

b= vikten av filtret inklusive filterrest [mg]

v= provvolym [ml]

Siktdjupet mättes i den sedimentationsbassäng som utgör det sista steget i reningsprocessen. Bassängen är drygt två meter djup. En siktdjupsskiva användes, bestående av en cirkulär vitmålad plåt som är fastsatt på ett träskaff. Siktdjupet mättes genom att anteckna på vilket maximalt djup den vita plåten syntes vid dagsljus, enligt Havsmiljöinstitutets metod (Havsmiljöinstitutet, 2013).

3.2.7 Kanalflöden genom biobädden

För att ta reda på om det har bildats gångar i biobädden som skapat kanalflöden utfördes ett test för att se hur snabbt vatten rann genom biobädden. Detta gjordes genom att uranin ($\text{C}_{20}\text{H}_{12}\text{O}_5$) som är ett kraftigt grönfärgande ämne, tillsattes vattnet som

pumpades till biobädden. Sedan observerades vattnet i rännan som för ut vattnet ur biobädden samtidigt som tiden togs, för att se hur lång tid det tog för det färgade vattnet att ta sig genom biobädden.

3.2.8 Pereferihastighet

För att få en indikation på om vattnet sprids jämnt över biobädden mättes spridarbommens periferihastighet. Tiden det tog för spridaren i biobädden att rotera fyra varv över biobädden mättes. Periferihastigheten beräknades sedan enligt ekvation 5.

3.2.9 Sammansättning på avloppsvatten från industri

Innehållet i det avloppsvatten som släpps ut i det kommunala avloppsledningsnätet från en industri mättes med avseende på BOD₇, totalkväve, totalfosfor, pH och COD_{cr}. Vid mätningen placerades en provtagare i den brunn där avloppsvattnet från industrin släpps ut till det kommunala avloppsledningsnätet. I denna brunn har både industrin och ett hushåll sitt utflöde till det kommunala ledningsnätet (figur 11).



Figur 11. Brunn med avloppsvatten från industrin och ett hushåll. Nederst i bilden ses utloppet från industrin, längst upp i bilden syns avloppet från ett hushåll. Dessa förenas i avloppsledningen som syns till vänster i bilden. Foto: Amanda Haglind.

En metallcylinder med ett dämme tillverkades som kunde tryckas in i ledningen från industrin. I cylindern fästes en trädgårdsslang med buntband och slangen kopplades till provtagare som sänktes ner i brunnen (figur 12). I och med dämnet blev vattenflödet tillräckligt högt för att slangen skulle vara täckt med vatten även under lågflöde. På så vis kunde vatten samlas upp som enbart kom från industrin, utan inblandning av vatten från hushållsavloppet från intilliggande fastighet.



Figur 12. Mätanordning, med cylinder och inbyggt dämme. I bakgrunden syns provtagaren. Foto: Amanda Haglind.

Provtagaren programmerades till att samla upp 25 milliliter avloppsvatten var femtonde minut. Varje dygn tömdes behållaren och provvatten skickades till ackrediterat laboratorium för analys av (med metodbeteckning inom parantes) BOD₇ (SS-EN 1899-1), totalkväve (TrAAcs ST8902-NO23/2), totalfosfor (SS-EN ISO 15681-2:2004), pH (SS-EN ISO 10523:2012) och COD (Ampullmetod HACH LCK COD(Cr)). När prover samlats in byttes batteri och provtagaren sänktes ner igen. Proceduren upprepades i sju dagar, inklusive helgdagar.

4 OBSERVATIONER OCH RESULTAT

Avloppsreningsverket lyckades hålla en tillräckligt hög reningsgrad när BOD-belastningen inte översteg den förväntade med tanke på antalet anslutna. För höga utgående resthalter av BOD tycktes bero på höga koncentrationer av BOD på inkommande avloppsvatten. Det avloppsvatten som släpptes från industrin till avloppsreningsverket hade ett mycket varierande innehåll.

4.1 BELASTNING PÅ BIOBÄDDEN

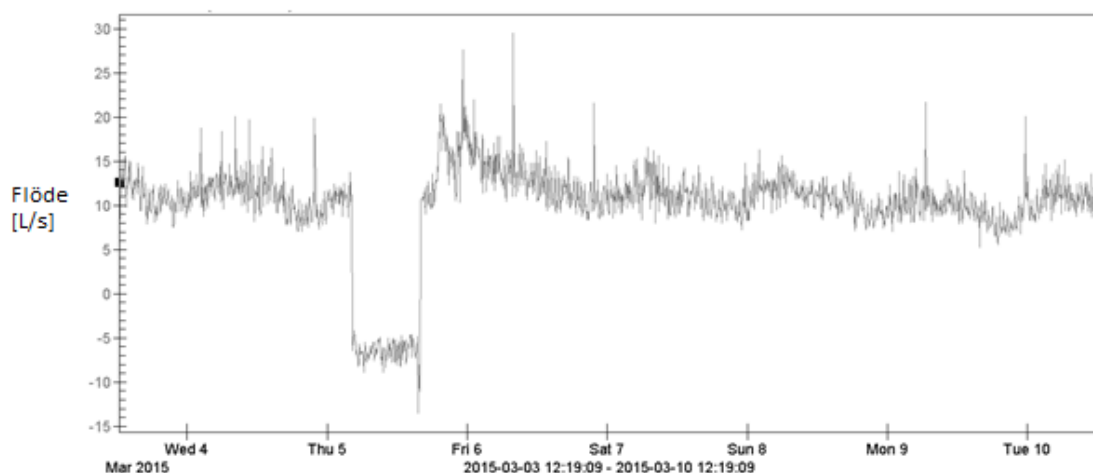
Belastningen på biobädden mättes som belastningen av kväve, fosfor och BOD, samt som hydraulisk belastning. Belastningen av BOD varierade mycket och var stundtals mycket höga. Den hydrauliska belastningen på biobädden var högre än väntat men inte orimligt hög samtidigt som flödesvärdena in till avloppsreningsverket var mycket höga. Studie av mätvärden från fem år visade att BOD-koncentrationerna på utgående vatten inte hade något entydigt samband med föregående nederbörds mängder eller årstider.

4.1.1 Hydraulisk belastning och flöde

Flödet ut från biobädden under en veckas mätperiod varierade mellan 12,9 L/s och 15,7 L/s med medelvärdet 14,4 L/s, vilket också är det flöde som verket maximalt klarar av utan att brädda vid cirkulationspumpstaionen.

Den hydrauliska belastningen på biobädden varierar med flödet. Den minsta hydrauliska belastningen som uppmättes var 1,41 m/h, den högsta hydrauliska belastningen som uppmättes är 1,72 m/h och medelvärdet för den hydrauliska belastningen var 1,57 m/h.

Under mätveckan varierade flödet till verket mellan 5,3 L/s och 29,5 L/s och medelflödet till verket var 11,3 L/s vilket motsvarar 40,7 m³/h (figur 13). Detta är betydligt högre än Q_{dim} , nästan dubbelt så högt. Det uppmättes negativt flöde till verket under 5/3 (figur 13). Att värdet var negativt kan bero på att något fastnat framför flödesmätaren eller att flödet faktiskt strömmade åt motsatt håll. Vattnet kan flöda åt motsatt håll om verket inte hinner med, och följden blir att vattnet trycks tillbaks i ledningsnätet.



Figur 13. Flöde till verket under mätveckan, 4/3 till 10/3. Under 5/3 uppmättes negativt flöde under en period, vilket kan bero på att något fastnade före flödesmätaren eller att vattnet flödade åt motsatt håll.

Under mätveckan var flödet Q_{dim} eller lägre enbart i 0,3 % av tiden. Flödet var mellan Q_{dim} och $2Q_{dim}$ i ca 75 % av tiden. Under ca 25 % av tiden översteg flödet $2Q_{dim}$ (12 L/s), och 0 % av tiden översteg flödet $4Q_{dim}$. Flödet in till verket översteg 14,4 L/s, vid 8,8 % av tiden under mätveckan.

Flödet till verket under tre månaders tid innan mätveckan varierade mellan 3,5 L/s och 45 L/s, med ett medelvärde på 13,7 L/s, där värdena mätts med 5 minuters mellanrum. Medelvärdet till verket på 13,7 L/s motsvarar 49,3 m³/h, vilket är mer än dubbelt så

högt som det dimensionerade flödet, Q_{dim} , på 22 m³/h. Under de tre månaderna som föregick mätveckan var flödet Q_{dim} eller lägre under 2,6 % av tiden, mellan Q_{dim} och $2Q_{\text{dim}}$ under 47,4 % av tiden, mellan $2Q_{\text{dim}}$ och $4Q_{\text{dim}}$ under 42,7 % av tiden och över $4Q_{\text{dim}}$ 7,3 % av tiden. Under de tre månaderna var flödet högre än 14,4 L/s under 27,6 % av tiden.

4.1.2 Belastningen av BOD₇

Dygnsmedelvärdena för BOD-koncentrationen i vattnet upp till biobädden varierade kraftigt, med en faktor 5,7 under mätperioden. Av tabell 5 framgår att de dagar då utgående värden överstiger riktvärdet 15 mg/L är också dagarna med högst BOD belastning. Resultaten visar att belastning motsvarande upp till 415 pe på inkommande avloppsvatten medför att utsläppskravet på 15 mg/L uppnås (tabell 5). Det är anmärkningsvärt att det uppmätta värdet för BOD-koncentrationen 4/3 var lägre i inkommande vatten än vattnet som pumpas upp till biobädden och detta tyder på att denna mätning inte var representativ, och därmed inte heller det uträknade värdet för belastningen (tabell 5).

Tabell 5. Uppmätta BOD-koncentrationer för inkommande vatten, vatten som pumpas upp till biobädd, utgående vatten och totala utgående koncentrationen, inklusive bräddning samt antal pe som motsvaras av inkommande BOD₇-koncentration. BOD-belastning på biobädden, BOD-reduktion genom biobädden och medelflöde till verket. * betecknar att mätvärdet troligtvis är lägre än den verkliga koncentrationen

Datum	4/3	5/3	6/3	7/3	8/3	9/3	10/3
BOD ₇ -konc Ink [mg/L]	3,5	14,5	156,0	120,0	55,0	35,0	68,5
BOD ₇ -konc Upp t. bädd [mg/L]	23,6	9,7	55,7	55,0	33,0	29,0	42,3
BOD ₇ -konc Utg [mg/L]	7,6	7,6	16,5*	48,0	31,0	6,8	17,1*
BOD ₇ -konc Utg + brädd [mg/L]	7,6	7,7	18,0	48,0	31,0	6,9	17,1
Medelflöde till verk [L/s]	11,2	13,4	12,8	11,0	10,9	9,6	9,9
Belastning på verket [pe]	48	200	2465	1632	738	415	840
BOD-belastning på biobädd [kg BOD ₇ /m ³ ,d]	0,31	0,13	0,84	0,72	0,42	0,33	0,50
BOD-reduktion biobädd + eftersed [%]	68	21	68	13	6	76	60

Belastningen av BOD₇ med inkommande avloppsvatten till reningsverket motsvarade mellan 200 pe och 2465 pe, om det osäkra värdet för 4/3 inte beaktas. Att belastningen var så varierande från dag till dag är anmärkningsvärt. Till verket är det 350 personer

anslutna och belastningar över 350 pe är att anse som höga, om vi bortser från industrins påverkan på verket. Även om industrin räknas med bör inte belastningar över 900 pe förekomma, då verket dimensionerats för denna belastning. Det kan även konstateras att den dag som högst utsläpp uppmättes, 7/3, varken var den dag med högst belastning av BOD eller den dag då flödena till verket var som störst (tabell 5). Denna dag var reduktionen låg, precis som för 8/3 då näst högst utsläpp uppmättes. Det tyder på att höga belastningar ger höga utsläpp, men att reningsgraden inte är den samma från dag till dag utan varierar kraftigt.

De bräddade volymerna höjde inte de totala utsläppen i någon större grad under mätveckan med undantag för mätvärdet motsvarande 6/3 (tabell 5). Det var även då som den högsta belastningen på verket, räknat som personekvivalenter, uppmättes.

Belastningen av BOD på biobädden varierade mellan 0,13 kg BOD₇/m³,d och 0,84 kg BOD₇/m³,d och hade ett medelvärde på 0,42 kg BOD/m³,d för de utförda mätningarna (tabell 5). Jämfört med det värde som bädden dimensionerats för, 0,6 kg BOD/m³,d när biobädden byggdes för 900 pe, var belastningen förvånande hög, eftersom det endast var drygt en tredjedel så många anslutna till verket. BOD-belastningen borde alltså ligga kring 0,23 kg BOD/m³,d om endast hushållens bidrag medräknas. Under mätperioden var BOD-belastningen högre än detta under sex av sju dygn (tabell 5). De tillfällen då belastningen var 0,33, vilket motsvarar 495 pe, eller under klarade verket av att rena vattnet i tillräckligt hög utsträckning för att hålla riktvärdet för BOD₇.

Reduktionen genom biobädden beräknades genom att räkna ut skillnaden på koncentrationen upp till biobädden och utgående koncentration och sedan dividera med inkommande koncentration, med värden enligt tabell 5. Den högsta noterade reduktionen genom biobädden var 76 % (tabell 5) och medelvärdet för reduktionen var 45 %. Detta är lågt jämfört med det värde som en högbelastad bädd skall klara på 80-90 % (Svenskt vatten, 2013). Verket är dock inte högbelastat, och har bärarmaterial av sten varför en reduktion av 76 % är ett gott resultat. För att klara av att rena den högsta uppmätta inkommande koncentrationen av 156 mg/L ned till riktvärdet för utsläppet, 15 mg/L skulle det krävas en reningsgrad av 90 % genom verket.

4.1.3 Kväve och fosfor

Värdena för fosfor-koncentrationen är låga även på inkommande vatten (tabell 6), jämfört med 7 mg/L som kan förväntas i ett kommunalt avloppsvatten (tabell 1). Även kväve-koncentrationerna är lägre än de 30 mg/L som enligt tabell 1 kan förväntas i ett kommunalt avloppsvatten (tabell 6).

Tabell 6. Uppmätta värden för totalfosfor och totalkväve på inkommande vatten till avloppsreningsverket samt veckomedelvärde för parametrarna

Datum	P _{tot} [mg/L]	N _{tot} [mg/L]
4/3	0,98	10,9
5/3	1,03	11,4
6/3	1,28	9,8
7/3	1,10	9,6
8/3	1,00	10,0
9/3	1,14	11,6
10/3	1,35	12,5
Medelvärde	1,13	10,8

Redan efter försedimenteringen, det vill säga innan biobädden, har fosfor-koncentrationen ett lägre värde än vad som krävs på utsläppen enligt miljötillståndet, 0,5 mg/L, för verket under fem av de sju mät dagarna (tabell 7).

Tabell 7. Uppmätta värden för totalfosfor och totalkväve på vatten i pumpgropen precis innan biobädd samt veckomedelvärde för parametrarna

Datum	P _{tot} [mg/L]	N _{tot} [mg/L]
4/3	0,42	7,0
5/3	0,48	8,3
6/3	0,43	3,7
7/3	0,38	6,0
8/3	0,57	8,1
9/3	0,67	10,5
10/3	0,43	8,6
Medelvärde	0,50	10,2

Utgående vatten når riktvärdet för fosfor vid samtliga mättillfällen (tabell 8). Kväve, som det inte finns något utsläppskrav för, har en relativt jämn koncentration.

Tabell 8. Uppmätta värden för totalfosfor och totalkväve på utgående vatten från avloppsreningsverket samt veckomedelvärde för parametrarna

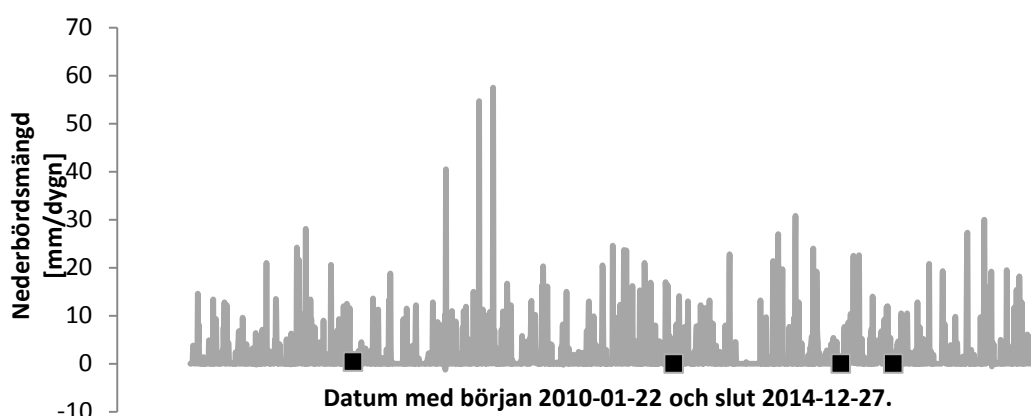
Datum	P _{tot} [mg/L]	N _{tot} [mg/L]
4/3	0,044	8,0
5/3	0,054	7,3
6/3	0,056	5,1
7/3	<0,1	5,3
8/3	<0,1	10,0
9/3	0,074	10,0
10/3	0,051	8,6
Medelvärde	0,068	7,8

4.1.4 Belastningsvariationer med årstider, veckodagar och nederbörd

För att se om belastningen på verket varierade enligt vissa mönster studerades värdena för BOD₇-belastningen på verket från åren 2010 till 2014. Inget samband kunde

upptäckas när det gällde variation över årtider. Det fanns toppar på BOD-värdena för utgående vatten under samtliga årtider. Det kunde också konstateras att de flesta mätningarna tagits på tisdagar eller onsdagar och därför kunde ingen slutsats dras angående ökade BOD-halter någon specifik veckodag.

När nederbördsmängderna jämfördes med datum för överstigande av riktvärden kunde det konstateras att vissa av dessa tillfällen föregicks av riklig nederbörd, men analysen visade att ett entydigt samband mellan nederbörd och otillräcklig BOD-rening ut saknades (figur 14). Under den tid som BOD₇-koncentrationen mättes för denna studie överskreds riktvärdena flera gånger utan att avrinningsområdet utsattes för någon nederbörd eller snösmältning.



Figur 14. Staplarna visar nederbörd i Älgarås under 5 år, enligt data hämtat från SMHIs väderstation i Älgarås. Svarta markeringar visar tillfällen då riktvärdet för BOD-halt i utgående vatten från verket överskreds.

4.2 FÖRHÅLLANDE MELLAN BOD, KVÄVE OCH FOSFOR

För att biobäddens funktion inte ska styras av tillgången på näringsämnen rekommenderas, som tidigare nämnts, vissa förhållanden mellan BOD, kväve och fosfor i det vatten som belastar biobädden. Förhållandet mellan BOD och kväve bör högst vara 100:5 för att bakterierna säkert inte skall lida av kvävebrist. I vattnet upp till biobädden var förhållandet inte vid något mättillfälle högre än detta (tabell 9), dock var variationerna i relationen mellan BOD och kväve extremt stora. Förhållandet mellan BOD och fosfor bör högst vara 100:1. Förhållandet var högre än så 6/3 och 7/3 (tabell 9). Det innebär att fosforkoncentrationen kan ha varit begränsande för reduktionen av BOD 6/3 och 7/3, två av de dagar då riktvärdet för utgående BOD-halt överskreds. Även förhållandet mellan BOD och fosfor varierade väldigt mycket.

Tabell 9. *Förhållandet mellan BOD, kväve (N) och fosfor (P) i inkommande vatten till biobädden*

Datum	BOD: N: P
4/3	100:29,4:1,8
5/3	100:85,5:4,9
6/3	100:6,7:0,8
7/3	100:10,9:0,7
8/3	100:24,5:1,7
9/3	100:328,1:21,0
10/3	100:20,2:1,0

4.3 LUFTNING AV BIOBÄDDEN, pH OCH TEMPERATUR

Resultaten visar att avloppsvattnet i botten av biobädden hade en syrgashalt mellan 7 och 8,2 mg/L (Tabell 10).

Tabell 10. *Uppmätta värden för syrgashalt och temperatur på utgående vatten från biobädd samt lufttemperaturen vid provtagningstillfället; alla parametrar som medelvärde av två mätvärden*

Datum	Syrgashalt [mg/L]	Temp vatten [°C]	Temp luft [°C]
4/3	7,8	6,4	2
5/3	7,4	6,0	-4
6/3	7,4	6,3	3
7/3	7,9	6,7	2
8/3	8,1	6,8	1
9/3	8,1	6,8	-1
10/3	7,5	6,2	4

De uppmätta värdena för pH ligger mellan 6,4 och 6,8 för samtliga provtagningar (Tabell 11).

Tabell 11. *Uppmätta värden för pH för prover tagna på inkommande vatten, ingående vatten till biobädd och utgående vatten från verket*

Datum	pH inkommande	pH före biobädd	pH utgående
4/3	6,5	6,5	6,4
5/3	6,5	6,5	6,5
6/3	6,8	6,6	6,5
9/3	6,5	6,6	6,6
10/3	6,4	6,4	6,5

4.4 SUSPENDERAD SUBSTANS OCH SIKTDJUP

Halten suspenderad substans mättes för de tre mätstationerna; inkommande, upp till biobädd och utgående vatten. Halten suspenderad substans minskade från inkommande till upp till biobädd. Halten suspenderad substans minskade från pumpbrunn upp till biobädd till utgående (tabell 12). Över lag var andelen suspenderad substans låg i

förhållande till de mängder som vanligtvis finns i ett avloppsvatten (tabell 1). För beräkningar, se bilaga 1.

Tabell 12. Uppmätt halt suspenderad substans för avloppsvatten uppsamlat på inkommande vatten, vatten som går in i biobädden och utgående vatten från avloppsreningsverket

Datum	TSS Inkommande [mg/L]	TSS Före biobädd [mg/L]	TSS Utgående [mg/L]
4/3	0,024	0,015	0,001
5/3	0,020	0,008	0,005
6/3	0,042	0,018	0,006
9/3	0,046	0,020	0,009
10/3	0,032	0,014	0,006

Siktdjupet mättes till att vara över två meter samtliga dagar under den veckolånga mätningen.

4.5 CIRKULATION GENOM BIOBÄDDEN

Flödet till avloppsreningsverket uppmättes i medeltal till 13,7 L/s. Vattnet pumpas upp på biobädden med det genomsnittliga flödet av 14,4 L/s och vidare till flockingskammaren med samma flöde om flödena är höga, eftersom 14,4 L/s är pumpens maximalakapacitet. Detta medförde att avloppsvattnet i medeltal cirkulerade genom biobädden en gång. Det innebär även att avloppsvatten inte bräddar från cirkulationspumpstationen vid 12 L/s, som motsvarar det dimensionerade $2Q_{dim}$, utan vid flöden högre än 14,4 L/s. Detta eftersom det är pumpen som pumpar avloppsvattnet till flockingskammaren som avgör vid vilket flöde som bräddning förekommer.

4.6 KANALFLÖDEN GENOM BIOBÄDDEN

Efter att vattnet i pumpgropen färgats in dröjde det endast en minut till dess att en tydlig färgskiftning kunde urskiljas i rännan för utgående vatten från biobädden. Att färgat vatten syntes så fort tyder på att åtminstone delar av vattenflödet strömmar snabbt genom biobädden. Eftersom kunskap om andelen av hålrumsvolymen som är luftfylld i biobädden saknas krävs det modellering för att beräkna den teoretiska uppehållstiden i biobädden.

4.7 PERIFERIHASTIGHETEN

Diametern på spridarbommen mättes till 6,48 meter och omkretsen beräknades till 20,36 meter. Tiden det tog för spridaren att rotera fyra varv uppmättes till 55 sekunder. Periferihastigheten beräknades sedan med hjälp av ekvation 5.

$$V_{\text{periferi}} = \frac{O \cdot x}{t}$$

$$V_{\text{periferi}} \approx 1,48 \text{ m/s}$$

4.8 SAMMANSÄTTNING PÅ VATTEN FRÅN INDUSTRI

Resultaten från de prover som skickats till laboratorium visas i tabellerna 14 och 15. I regel var pH-värdena för inkommande avloppsvatten till avloppsreningsverket gynnsamma för biobädden, även om utsläppen från industrin hade väl höga värden vid två tillfällen. Andelen suspenderad substans varierar kraftigt och mellan de olika provtagningsplatserna syns ingen korrelation. Samtliga prover analyserades på samma laboratorium.

Tabell 14. Resultat från provtagning på vatten från industriutlopp till det kommunala ledningsnätet. För de värden som är markerade med ”-” har inget värde erhållits

Datum	pH	Suspenderad substans [mg/L]	Total-fosfor [mg/L]	Total-kväve [mg/L]	BOD [mg/L]	COD [mg/L]	Kvoten BOD/COD
21/4	8,0	280	8,2	80	-	2600	-
22/4	9,2	140	15,0	120	-	2100	-
23/4	8,2	640	19,0	83	3100	5100	0,61
24/4	7,9	130	9,5	110	-	5600	-
25/4	7,6	68	3,2	31	200	380	0,53
26/4	7,3	38	0,16	1,2	12	50	0,24
27/4	9,5	110	10,0	11	84	160	0,53

Tabell 15. Resultat från provtagning på inkommande avloppsvatten till Älgårås avloppsreningsverk

Datum	pH	Suspenderad substans [mg/L]	Total-fosfor [mg/L]	Total-kväve [mg/L]	BOD [mg/L]	COD [mg/L]	Kvoten BOD/COD	Medelflöde till verket [L/s]
21/4	7,6	340	3,3	23	160	360	0,44	11,2
22/4	7,5	46	2,0	18	61	180	0,34	13,4
23/4	7,4	148	2,2	20	120	290	0,41	12,8
24/4	7,3	56	1,0	9	22	67	0,33	11,0
25/4	7,5	88	2,9	20	63	1800	0,035	10,9
26/4	7,3	130	2,3	18	79	270	0,29	9,6
27/4	7,5	79	2,0	19	41	130	0,32	9,9

De uppmätta värdena för suspenderad substans var för de flesta dagarna normal vid utloppet från industrin, men höga 21/4 och 24/4 (tabell 14). Motsvarande värden för inkommande vatten till avloppsreningsverket var normala förutom 21/4, då koncentrationen suspenderad substans var jämförelsevis hög med 200 mg/L (tabell 1).

BOD-koncentrationen varierar kraftigt från dag till dag (tabell 14). Värdena ut från industrin för 25/4 och 26/4 är lägre än de andra uppmätta värdena, detta antas bero på att 25/4 och 26/4 var lördagen och söndagen då industrin inte har lika stor produktion som under veckorna. Vid tre tillfällen, 21/4, 22/4 och 24/4, har inget BOD-resultat erhållits. Detta beror på att laboratoriet inte hade någon information om vilken BOD-

koncentration som kunde väntas, och därför provade en spädfaktor som visade sig vara allt för låg. Syret förbrukades innan de sju inkubationsdagarna gått och ingen giltig avläsning av provet kunde göras. Jämförs COD-koncentrationerna med de erhållna BOD-värdena, och görs antagandet att COD-värdena följer BOD-värdena relativt väl i storleksordning, så bör BOD-värdena för 21/4 och 22/4 vara lägre än värdena från 23/4 och 25/4, men högre än BOD-värdena 25/4-27/4. Görs samma jämförelse för 24/4 bör största BOD-koncentrationen uppmätts under detta dygn, då COD-koncentrationen var som högst.

Högre koncentrationer av BOD i avloppsvattnet från industrin (tabell 14) medför inte högre koncentrationer på inkommande vatten till reningsverket vid alla provtagningstillfällen (tabell 15).

COD-koncentrationen varierar också kraftigt (tabell 15). Kvoten mellan BOD och COD för industriavloppet varierar mellan 0,24 och 0,61, och för ett av fyra värden är kvoten mindre än 0,43, då avloppsvattnet enligt Naturvårdsverket (1989) klassas som svårnedbrytbart (tabell 14). Provresultaten från inkommande vatten till avloppsreningsverket visar att avloppsvattnet klassas som svårnedbrytbart vid sex av sju tillfällen (tabell 15).

För totalfosfor och totalkväve är koncentrationen högre vid utsläppet från industrin än vid inloppet till avloppsreningsverket, vid alla tillfällen utom 26 och 27 april, då högre kväve-koncentrationer observerats vid inloppet till avloppsreningsverket än vid industrin

5 DISKUSSION

Samtliga mätningar är utförda under en kortare period och kan endast antas representera just denna period. Det är mycket möjligt att andra variationer förekommer under året, som inte fångats in under denna studie. För att komplettera mätningarna har även värden från tidigare mätningar analyserats, och de diskuteras i detta avsnitt.

5.1 BELASTNING PÅ BIOBÄDDEN

Nedan diskuteras mätresultaten för belastning på biobädden avseende BOD₇, totalkväve, totalfosfor och hydraulisk belastning. En viss osäkerhet förekommer då den mänskliga faktorn alltid kan innebära att mätresultat blir missvisande. Samtliga mätningar har dock utförts noggrant och enligt manual, och tillförlitligheten på värdena bedöms som hög.

5.1.1 Hydraulisk belastning på biobädden och flöde till avloppsreningsverket

Det uppmätta medelvärde för den hydrauliska belastningen, 1,57 m/h, är ca 16 % högre än den hydrauliska belastningen som biobädden dimensionerades för, 1,35 m/h. Det ska tilläggas att det dimensionerade värdet gäller biobädden när bärmaterialet endast bestod av sten. Jämför man istället det uppmätta värdet med värden som anges i litteraturen ligger det precis i gränslandet mellan vad som rekommenderas för en

stenfylld biobädd (1,2- 1,5 m/h) och en biobädd med plastbärare (1,5- 3,0 m/h) (Svenskt vatten, 2013).

Den hydrauliska belastningen är alltså något högre än den som biobädden ursprungligen dimensionerats för, men antagligen inte för hög, då plastbärare adderats till biobädden utöver stenmaterialet och dessa behöver en högre hydraulisk belastning för att inte sätta igen.

Flödet in till verket varierade kraftigt och under mätperioden var det över 14,4 L/s 8,8 % av tiden. Det innebär att verket bräddade från cirkulationspumpstationen under 8,8 % av tiden. Motsvarande värde för de tre månaderna före mätningen var 27,6 % av tiden. Det kan alltså konstateras att det under mätveckan rådde lägre flöden än vad fallet hade varit under de tre föregående månaderna. Det är ett problem att avloppsvattnet vid dessa tillfällen endast renas genom rensgaller och försedimentering. Ett större problem är att flödet varit över $4Q_{dim}$, det vill säga bräddat till recipient direkt vid inloppet till verket, 7,3 % av tiden under de tre föregående månaderna. Under mätveckan var flödena aldrig över $4Q_{dim}$. Det är av vikt att bräddningsflöden minskar, men under mätveckan medförde bräddade volymer inte en stor förändring i utsläppen förutom för ett av mätdygnet, då det ökade utsläppskoncentrationen BOD från den uppmätta koncentrationen 16,5 mg/L till 18,0 mg/L då även bräddflödet räknades med (tabell 5).

Att flödet till verket var över det dimensionerande flödet nästan 100 % av tiden är ett stort problem som behöver åtgärdas för att verket ska fungera tillfredsställande. Det är troligt att dessa stora mängder vatten kommer från ett ständigt inläckage av ovidkommande vatten. Det är troligt att inläckaget är lokaliserat till en lågpunkt, eftersom flödet ständigt är mycket högt och inte endast vid stora nederbörds mängder eller snösmältning.

5.1.2 Belastning av BOD

BOD-belastningen varierar mycket under den vecka då mätningarna utfördes (tabell 5). Det går alltså att dra slutsatsen att belastningen varierar från dag till dag. Att det varierar så mycket även under perioder utan nederbörd eller snösmältning tyder på att belastningsvariationerna inte alltid beror på inläckage av ovidkommande vatten. Istället är det troligt att variationerna i sammansättningen på avloppsvattnet beror på koncentrationsvariationer vid utsläppspunkten, det vill säga från abonnenterna. Troligt är att denna variation inte har sitt ursprung hos fastighetsägarna utan snarare hos den industri som är kopplad till reningsverket eller annan utsläppskälla. Det kan inte uteslutas att det också finns andra verksamheter som släpper ut annat avloppsvatten än hushållsspillvatten till ledningsnätet. BOD-belastningen är ibland flera gånger högre än den förväntade, och att variationen är mycket stor. Detta tyder på att det förekommer utsläpp som har en annan sammansättning än hushållsspillvatten.

Jämfört med den hydrauliska belastningen var BOD-belastningen hög, och man skulle kunna tänka sig att det råder en risk för att bädden sätts igen. Att bädden ändå inte visar några tecken på igensättning beror troligen på den relativt höga hydrauliska belastningen. En annan faktor kan ha varit att BOD-mängden som når verket varierade

så mycket, så att biofilmen inte kontinuerligt växer till och orsakar igensättning av biobädden.

Det finns risk för att BOD-koncentrationerna för utgående vatten 6/3 och 10/3 i själva verket var högre än vad som framgår av tabell 5, då syrehalten i provflaskan efter sju dygn var lägre än två mg/L, vilket skulle kunna tyda på att mer syre skulle kunna förbrukats om det hade funnits mer tillgängligt. Enligt instruktionerna ska metoden som använts vid BOD-mätningarna vara noggrann under förutsättning att syrehalten i provet efter sju dygn är minst två mg/L, vilket innebär att dessa båda mätvärden är mindre tillförlitliga (Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, 1984).

Att de värden som redovisas för bräddade flöden i rapporten

5.1.3 Kväve och fosfor

Resultaten visar att tillräckligt låga fosfor-värden för att klara riktvärdena för utsläpp uppnås redan efter försedimenteringen under sex av sju mät dagar. Detta indikerar att verket skulle kunna drivas med sparsammare efterfällning.

5.1.4 Belastningsvariationer med årstider, veckodagar och nederbörd

Att BOD₇-halten i utgående vatten varken hade ett entydigt samband med årstider eller veckodagar visar att förhöjda värden kunde komma när som helst på året, och att de heller inte hade ett samband med värmen på vattnet. Det kunde endast delvis konstateras ett samband mellan förhöjda nederbörds mängder och förhöjda utsläpp av BOD₇ från verket (figur 13). Detta visar att inte hela, och kanske inte ens den huvudsakliga, utsläpps-problematiken berode på ökade flöden ovidkommande vatten till verket, utan att det fanns en annan orsak till de för höga halterna i utgående vatten. Det är att rekommendera att prover i framtiden insamlas på olika veckodagar för att få en bättre bild av variationerna av sammansättningen på avloppsvattnet. För att få en bättre bild av variationerna är det även nödvändigt med tätare provtagning. För att få prover som på ett rättvisande sätt visar verkets totala utsläpp behöver provtagningspunkten också ändras så att utsläppen med bräddvatten också inkluderas.

5.2 FÖRHÅLLANDEN MELLAN BOD, KVÄVE OCH FOSFOR

Relationen mellan BOD, kväve och fosfor varierar mycket under den veckolånga mätningen (tabell 9). Generellt begränsar tillgången på kväve troligen inte biobäddens funktion, bara under två av provdagarna, då relationen BOD: P var under 100:1. Detta kan ses som ett varningstecken, men hur allvarligt det är är svårt att säga, då biobäddar anses tåla varierande belastningar bra (Lidström, 2013).

Med tanke på att fosforkoncentrationen i avloppsvattnet nådde tillräckligt låga halter redan efter försedimenteringen under sex av sju dygn skulle det kunna vara en idé att vidare undersöka hur relationen mellan fosfor och BOD ser ut i biobädden. En mätserie där mätningar utförs på BOD och olika former av fosfor rekommenderas. Detta för att undersöka huruvida det kan vara en god idé att vidta åtgärder för att säkerhetsställa att BOD-reningen inte begränsas av fosfortillgången. Mätresultaten tyder på att utsläppskraven på fosforrening skulle uppnås innan vattnet släpps till recipienten även

om fosforkoncentrationen var högre i det vatten som pumpas upp till biobädden än vad den är i dagsläget.

5.3 LUFTNING AV BIOBÄDDEN, TEMPERATUR OCH pH

Resultaten visade att samtliga uppmätta värden för syrgashalten i vattnet var långt över två mg/L och att vattnet var tillfredsställande syresatt (tabell 10). Som tidigare nämnts har syresättningen av biobäddar som bygger på självdrag sämst funktion då lufttemperaturen är runt två °C under vattentemperaturen. Temperaturförhållandena var sådana 10/3, och temperaturerna låg kring dessa värden under de dygn då mätningarna utfördes (tabell 10). Av detta kan slutsatsen dras att luftningen fungerade bra, även under de sämsta temperaturförhållandena för luftning genom självdrag. Alltså bör bädden vara tillräckligt luftad även under andra väderbetingelser. Detta resultat är förvånande, då luftningen inte förväntades vara tillräcklig eftersom bädden är täckt och luftningen endast sker via självdrag.

Att vattnet som rinner ut ur biobädden var syresatt medför inte automatiskt att vattnet var syresatt genom hela biobädden. Det skulle kunna funnits problem med luftningen av de övre skikten av biobädden, eller med delar av dem, även om de nedre delarna av biobädden var tillräckligt luftade. Att det inte förekom några luktproblem tyder på att luftningen var tillfredsställande även i de övre skikten av bädden.

Samtliga uppmätta pH-värden låg mellan sex och åtta vilket innebär att biobädden inte bör ha påverkats negativt av pH-värdet (tabell 11).

5.4 SUSPENDERAD SUBSTANS OCH SIKTDJUP

Koncentrationen suspenderad substans var låg vilket tyder på att den största delen av BOD förekom i löst form, och alltså att andelen partikulärt bundet BOD var låg. Att koncentrationen av suspenderad substans var låg och minskade genom de olika processerna i verket tyder på att försedimentering och eftersedimentering fungerade som de ska. Att andelen suspenderad substans var låg in till biobädden indikerar att risken för att biobädden skulle sätta igen till följd av för mycket suspenderad substans var låg. Detta styrktes också av de höga värdena på siktdjupet.

5.5 CIRKULATION GENOM BIOBÄDDEN

Cirkulationen genom biobädden har under mätperioden varit i genomsnitt en gång, även om två gånger föreskrivits i driftinstruktionerna för verket (Töreboda kommun, 2014). Det är rimligt att anta att reningen skulle fungera bättre om vattnet pumpades genom bädden mer än en gång. Eftersom flödet till biobädden är relativt konstant styrs antalet cirkulationer av inflödet till verket. Och vattnet kommer att cirkulera genom bädden flera gånger då det är låga flöden in till verket. När flödet in till verket är högre än cirkulationsflödet, 14,4 L, vilket var fallet för 8,8 % av tiden för mätningarna, kommer inte allt vatten att cirkulera genom biobädden ens en gång, utan en del kommer istället att bräddas. Att flödet in till verket är högre än det dimensionerats för är ett grundläggande problem.

Om mängden ovidkommande vatten och/eller mängden avloppsvatten till verket kunde minskas skulle vattnet cirkulera fler gånger genom bädden och uppnå en högre reningsgrad (Svenskt vatten, 2013). Eftersom bäddens översta 25 % består av plastbärare och den hydrauliska belastningen ligger i underkant för vad som rekommenderas för denna, kan det utredas om inte den hydrauliska belastningen kan ökas ytterligare 15-20 %. En konsekvens skulle givetvis bli att flödet genom bäddens stenmaterial skulle bli klart större än rekommenderade flöden och noggranna undersökningar bör utföras innan en sådan förändring utförs (Svenskt vatten, 2013).

5.6 KANALFLÖDEN GENOM BIOBÄDDEN

En del av det infärgade vattnet sågs i utgående ränna efter endast en minut. Det är möjligt att kanalflöden förekom, men för att veta säkert behöver uppehållstiden i bädden beräknas med en noggrann metod. Kanalflöden minskar uppehållstiden i biobädden och reningen av vattnet minskar dramatiskt. En anledning till kanalflöden kan vara att biobädden använts under många år utan något inre underhåll. Kanske skulle kanalflödena kunna minska om massorna i biobädden grävdes ur och lades i på nytt, vilket skulle förändra strukturen inne i biobädden och eliminera de nuvarande kanalflödena, och på så vis kunna öka uppehållstiden i biobädden. Innan man genomför en sådan åtgärd bör man beräkna den genomsnittliga uppehållstiden med en noggrann beräkning, som tar hänsyn till den stora andel av porerna som är, och skall vara, luftfyllda. Med en sådan beräkning kan det avgöras om kanalflöden verkligen förekommer och om de i så fall verkar vara ett stort problem.

5.7 PERIFERIHASTIGHET

Biobädden i Älgårås avloppsreningsverk hade en tydligt högre periferihastighet än 0,5 m/s och det föreligger alltså en risk att vattnet kastas ut från centrum och således inte belastar den centrala delen av bädden. Att minska periferihastigheten är en enkel åtgärd som kan utföras genom att ändra vinkeln på spridarröret och som skulle kunna innebära att biobädden belastas jämnare. För att säkrare bedöma om detta behövs kan man mäta fördelningen med hjälp av uppsamlingskärl från centrum och ut till periferin.

5.8 SAMMANSÄTTNING AV AVLOPPSVATTEN FRÅN INDUSTRI

Resultaten från mätningarna på industriavloppet och inkommande vatten till verket visar att höga pH-värden vid utloppet från industrin jämnas ut innan de når avloppsreningsverket, och inte påverkar pH-värdet vid avloppsreningsverket (tabell 15). Detta tyder på att det inte är troligt att biobädden stördes av stora pH-förändringar till följd av utsläpp vid industrin.

Det förekom stora variationer på industrins avloppsvatten under provtagningsveckan beträffande bland annat BOD- och COD-koncentrationerna (tabell 14) och industrins avloppsvatten hade inte samma sammansättning som ett hushållsspillvatten. Det gick inte att utläsa en entydig korrelation mellan ökade BOD-koncentrationer vid industrin och avloppsreningsverket (tabell 14 och tabell 15). Det kan bero på att ingen flödesmätning gjordes av flödena från industrin och att den totala belastningen på avloppsreningsverket från industrin ser annorlunda ut än vad som kunnat utläsas från

provresultaten i denna studie. Det skulle också kunna bero på att det fanns en annan källa till de höga BOD-koncentrationerna vid avloppsreningsverket än industrin. Studien kan alltså inte helt bekräfta att industrins utsläpp är avgörande för belastningen vid avloppsreningsverket. De stora variationerna av BOD-koncentration vid industrin borde påverka avloppsreningsverket, men till vilken grad är ännu okänt. En undersökning där flödet ut från industrin mäts samtidigt som BOD-koncentrationen är att rekommendera för att erhålla en tydligare bild av hur stor belastningen från industrin på avloppsreningsverket är.

Kvoten mellan BOD och COD var under 0,43 under ett av 4 provdygn för industrins utsläpp och klassas då som svårnedbrytbart (tabell 14). För inkommande vatten till reningsverket var kvoten BOD/COD mindre än 0,43, och avloppsvattnet klassades som svårnedbrytbart, under fem av sju provdygn (tabell 15). Det tyder på att det fanns någon annan källa än industrin som bidrar till att avloppsvattnet klassas som svårnedbrytbart.

5.9 METODIK VID FELSKÖNING

Den metodik som har använts under studien kan med fördel användas för felsökning av andra reningsverk som inkluderar biobädd. Metodiken går ut på att steg för steg undersöka verkets funktion enligt följande lista:

- 1). Analysera innehållet i avloppsvattnet vid inflödet till verket, det vatten som sprids över bädden och det renade vattnet som går ut från reningsverket med avseende på BOD, COD, totalfosfor, totalkväve och pH. Mät samtidigt flödet in till verket och flödet upp till biobädden. Utför mätningarna under minst en vecka, inklusive helgdagar, för att fånga in variationer i flöde och sammansättningen på avloppsvattnet. Är flödet upp till biobädden konstant kan en kortare mätperiod än en vecka tillämpas.
- 2). Resultaten från analyserna i punkt 1 används för att bedömma hur stort problem som föreligger och om problemet beror på för låg reningsgrad i biobädden eller på andra faktorer så som ofördelaktiga pH-värden, sammansättningen på avloppsvattnet eller mängden avloppsvatten. De historiska värden som finns att tillgå analyseras för kartläggning av samband mellan förhöjda halter och tidpunkter så som årtidsvariationer, variationer med veckodagar eller samband med flödesvariationer.
- 3). Utvärdera resultaten från punkt 2. Är belastningen på verket, så väl med avseende på flöde som på BOD, rimliga ligger problemet med utsläppen hos reningsprocessen och biobädden bör undersökas ytterligare. Är verket däremot för högt belastat antingen hydrauliskt eller med avseende på BOD, och biobädden har en god reningsgrad bör en felsökning påbörjas av källor till den höga belastningen.
- 4). De mätningar som kan vara aktuella för vidare undersökning av biobädden kan vara mätningar av andelen suspenderad substans, mätningar av uppehållstiden i biobädden, om spridningen över bädden är jämn och om luftningen av biobädden är tillfredsställande.
- 5). Kontrollera förhållandet mellan BOD, totalkväve och totalfosfor för att upptäcka om kväve eller fosfor är begränsande för reningen av BOD. Även kvoten mellan BOD₇ och COD_{Cr} bör undersökas för information om hur svårnedbrytbart materialet i

avloppsvattnet är.

6). Kan inga orsaker till problemet upptäckas i punkt 5 så bör en mer komplett undersökning av avloppsvattnets sammansättning utföras, för att undersöka huruvida avloppsvattnet innehåller ämnen som kan vara skadliga för biobädden eller ej. Kapaciteten hos biofilmen bör också undersökas genom att inkubera en del av biofilmen på en liten del av bärarmaterialet i lösning med full tillgång på näringsämnen och nitrifikationshämmare. Detta ger information om vilken kapacitet som biobädden har att rena vattnet under optimala förhållanden.

6 SLUTSATSER

- Avloppsreningsverket bräddade i någon mån under 8,8 % av tiden som mätperioden varade. Detta är ett problem som behöver studeras vidare för att finna en lösning.
- Flödena in till verket är mycket höga och åtgärder bör vidtas för att minska flödena och på så vis öka antalet gånger vattnet cirkulerar genom biobädden.
- En provtagningspunkt för verket behöver konstrueras så att bräddat vatten kommer med i provet, för att erhålla säkra värden på utsläpp såväl i den fortsatta utvärderingen som i miljörapporteringen.
- Biobädden hade en reningsgrad som medförde att utsläppskraven gällande BOD₇ för verket uppnåddes när BOD-belastningen på verket inte överskred den belastning som verket borde utsättas för med tanke på antal anslutna personer.
- Då utsläppskraven inte uppnåddes berodde det på att belastningen av BOD med inkommande vatten till verket var betydligt högre än förväntat från de anslutna 350 personerna.
- Biobädden skulle kunna öka sin kapacitet om åtgärder för att öka uppehållstiden, minska periferihastigheten och öka antalet cirkulationer genom biobädden vidtas, även om det inte troligt att det skulle räcka för att klara av de högsta BOD-belastningstopparna.
- Det rekommenderas att vidare undersöka relationen mellan fosfor och BOD i vattnet som pumpas upp till biobädden.
- För att i framtiden klara utsläppskraven behöver den anslutna industrin minska eller utjämna sina utsläpp av BOD. Även andra eventuella utsläppskällor bör i den mån de bidrar till topparna i BOD-belastning in till verket identifieras. Detta så att BOD-belastningen in till verket minskar till den verket dimensionerats för.
- Om inte BOD-koncentrationen in till verket kan minskas, och under förutsättning att flödet till verket kan minskas till det dimensionerande flödet, rekommenderas att en komplettering med en utjämningsbassäng utreds. Denna skulle utformas för att jämna ut flödet och koncentrationen av BOD.
- Den metodik som har använts i studien är lämplig att använda vid felsökning av andra avloppsreningsverk där biobädd ingår i reningsföljden.

7 REFERENSER

Balakrishnan, s., Eckenfelder, W.W., (1969). "Nitrogen relationships in biological treatment processes-II. Nitrification in trickling filters", *Water Research*, Volume 3, Issue 2, s.167-174.

Havsmiljöinstitutet (2013). Så mäter du siktdjupet [online]. [www.havsmiljoinstitutet.se](http://havsmiljoinstitutet.se). URL <http://havsmiljoinstitutet.se/kampanjer/siktdjup/sa-mater-du-siktdjupet> [hämtad 24:e maj 2015].

Hermansson, M., Sörensson, F., Lindgren, P-E., Mattsson, A., Wik, T., (2006). "Nitrifierande biofilmer för biologisk kväverening i avloppsreningsverk" *VA-Forsk rapport* nr 2006-18, s.23.

Hosono, Y., Kubota, H., Miyaji, Y., (1980). "Characteristic evaluation of trickling filter process" *Water research*, Vol.14, Nr 6, p.581-590, Pergamon Press, Great Britain.

Lidström, V., (2013). *Vårt Vatten Grundläggande lärobok i vatten- och avloppsteknik*, 2nd ed.,Svenskt Vatten AB. ISSN nr: 1654-5117

Naturvårdsverket (1989). *Biologisk-kemisk karakterisering av industriavloppsvatten* . Naturvårdsverkets förlag.

Naz, I., Saroj, D., Mamta, a., Ali, N., Ahmed, S., (2014). "Assessment of biological trickling filter systems with various packing materials for improved wastewater treatment" *Environmental Technology* Vol.36, No.4, p.424-434.

Nordvästra Skånes vatten och avlopp, (2012). *Lundåkraverket Landskrona Miljörapport 2011*, NSVA.

Svenska Kommunförbundet, (1992). *Avloppsteknik 3 Biologisk rening*, 3rd ed., Kommentus Förlag. ISBN nr: 91-7099-197-9.

Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, (1984). Enkla analysmetoder för driftkontroll vid avloppsreningsverk, Publikation VAV P54, AB Realtryck. ISSN nr: 0347-1799.

Svenskt Vatten,(2013). *Avloppsteknik 2 Reningsprocessen*, 3rd ed., Publikation U2, Svenskt Vatten AB. ISSN nr: 1654-5117

Särner, E., (1981), "Removal of dissolved and particulate organic matter in high-rate trickling filters" *Water Research*, Volume 15, Issue 6, s.671-678.

Särner, E., (1986). "Removal of Particulate and Dissolved Organics in Aerobic Fixed-Film Biological Processes" *Journal (Water Pollution Control Federation)*, Vol. 58, No. 2, pp.165-172.

Töreboda kommun, (2008). *Allmänna bestämmelser för användande av Töreboda kommuns allmänna vatten- och avloppsanläggning*. [online]. [www.toreboda.se](http://toreboda.se/download/18.4055a4a7134fb65ce45886/1366327602059/ABVA+%26+Information+till+fastighets%C3%A4gare.pdf). URL <http://toreboda.se/download/18.4055a4a7134fb65ce45886/1366327602059/ABVA+%26+Information+till+fastighets%C3%A4gare.pdf>. [hämtad 28:e maj 2015].

Töreboda kommun, VA-avdelningen, (2011). *Egenkontrollprogram*. Internt dokument.

Töreboda kommun, VA-avdelningen, (2014). *Analyser Älgårås ARV*. Internt dokument.

Wang, L.K., Pereira, N.C., Hung, Y.-t., Shammass, N.K, (2009). *Biological Treatment Processes*, 8 ed., Humana Press, New York.

BILAGA A – RÅDATA OCH BERÄKNINGAR

BERÄKNINGAR AV BOD₇-KONCENTRATION

Värden uppmätta enligt tabell A.1, och beräknade enligt ekvation A.1.

$$BOD_7 = f * ((a - b) - (c - a)) \quad (A.1)$$

BOD₇= BOD₇-halt [mg/L]

f= spädfaktor

a= syrehalt i utspätt prov dag ett, som medelvärde av två mätningar.

b= syrehalt i utspätt prov efter sju dygn, som medelvärde av två mätningar.

c= Syrehalt i spädvatten dag ett, som medelvärde av två mätningar.

d= syrehalt i spädvatten efter sju dygn, som medelvärde av två mätningar.

Tabell A.1. Uppmätta värden för BOD-beräkning, 7/3 och 8/3 var helgdagar och proverna från dessa dagar skickades för analys hos ackrediterat laboratorium. ink betecknar inkommande vatten, f.bio före biobädd och utg utgående vatten

Datum	F	a [mg/L]	b[mg/L]	c [mg/L]	d [mg/L]	BOD ₇
4/3 ink	100	8,44	7,495	8,53	7,62	3,5
4/3 f. bio	20	8,385	6,295	8,53	7,62	23,6
4/3 utg	2	9,27	4,56	8,53	7,62	7,6
5/3 ink	100	8,235	6,82	8,22	6,95	14,5
5/3 f.bio	20	8,11	6,355	8,22	6,95	9,7
5/3 utg	2	8,985	3,92	8,22	6,95	7,59
6/3 ink	100	8,165	6,465	8,17	8,03	156
6/3 f.bio	20	7,955	5,03	8,17	8,03	55,7
6/3 utg	2	8,78	0,38	8,17	8,03	16,52
7/3 ink						120
7/3 f.bio						55
7/3 utg						48
8/3 ink						55
8/3 f.bio						33
8/3 utg						31
9/3 ink	100	8,385	7,98	8,44	7,77	35
9/3 f.bio	20	8,33	6,77	8,44	7,77	29
9/3 utg	2	9,03	4,975	8,44	7,77	6,77
10/3 ink	100	8,115	7,355	8,11	8,035	68,5
10/3 f.bio	20	8,14	5,95	8,11	8,035	42,3
10/3 utg	2	8,99	0,36	8,11	8,035	17,11

BERÄKNINGAR AV SUSPENDERAD SUBSTANS

Värden uppmätta enligt tabell A.2, tabell A.3 och tabell A.4, och beräknade enligt ekvation A.2.

$$\text{TSS} = \frac{1000(b-a)}{v} \quad (\text{A.2})$$

TSS=suspenderad substans [mg/L]

a= glasfiberfiltrets torrsvikt [mg]

b= vikten av filtret inklusive filterrest [mg]

v= provvolym [ml]

Tabell A.2. Uppmätta värden och beräknade värden för suspenderade material på inkommande vatten

Inkommande	a [mg]	b [mg]	v [mL]	SS [mg/L]
4/3	0,09725	0,09845	50	0,024
5/3	0,0993	0,1003	50	0,020
6/3	0,0981	0,1002	50	0,042
9/3	0,0958	0,0981	50	0,046
10/3	0,0989	0,1005	50	0,032

Tabell A.3. Uppmätta värden och beräknade värden för suspenderade material på vatten före biobädd

Före biobädd	a [mg]	b [mg]	v [mL]	SS [mg/L]
4/3	0,09845	0,0992	50	0,015
5/3	0,0999	0,1003	50	0,008
6/3	0,0986	0,0995	50	0,018
9/3	0,0964	0,0974	50	0,02
10/3	0,0968	0,0975	50	0,014

Tabell A.4. Uppmätta värden och beräknade värden för suspenderade material på utgående vatten

Utgående	a [mg]	b [mg]	v [mL]	SS [mg/L]
4/3	0,09835	0,09845	100	0,001
5/3	0,1000	0,1005	100	0,005
6/3	0,0992	0,0998	100	0,006
9/3	0,0951	0,0960	100	0,009
10/3	0,0993	0,0999	100	0,006