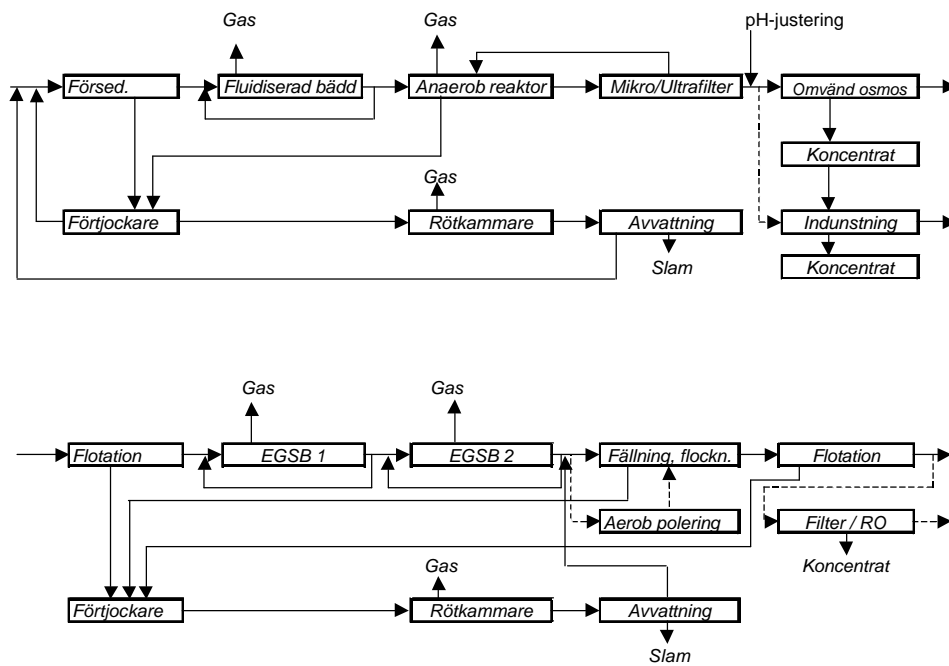


# Anaeroba processer

En förstudie för projekt Lokalt reningsverk för Hammarby Sjöstad, etapp 1



## Lokalt reningsverk för Hammarby Sjöstad - Förstudie av anaeroba processer

### Litteraturinventering och förslag till processlösningar



JTI Institutet för jordbruks-  
och miljöteknik

Mats Edström  
Åke Nordberg



ANOX AB

Lars-Erik Olsson



Stockholm Vatten AB

Daniel Hellström

**JTI**  
**Uppdragsrapport**

# Anaerob behandling av avloppsvatten – Litteraturstudie

Ett projekt utfört på uppdrag av Stockholm Vatten AB

Åke Nordberg, JTI  
Mats Edström, JTI  
Lars-Erik Olsson, Anox AB  
Daniel Hellström, Stockholm Vatten

© **JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik 2001**

Enligt lagen om upphovsrätt är det förbjudet  
att utan skriftligt tillstånd från copyrightinnehavaren  
helt eller delvis mångfaldiga detta arbete.  
Uppdragsgivaren har rätt att fritt förfoga över materialet.

Tryck: JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala 2001



# Innehåll

Förord.....	5
Sammanfattning.....	7
Inledning .....	9
Syfte .....	9
Omfattning och begränsning.....	9
Genomförande.....	10
Karaktäristik på avloppsvatten från hushåll .....	10
Förutsättningar för anaerob behandling av avloppsvatten.....	11
Anaerobic filters (AF) .....	12
Fluidised/Expanded beds (FB/EB).....	12
Upflow anaerobic sludge blanket (UASB) .....	12
Expanded granular sludge bed (EGSB) .....	13
Sammanställd litteraturdata .....	13
UASB .....	13
EGSB.....	14
Tvåstegs koncept .....	16
Kombinationsprocesser med membran .....	17
Övriga koncept.....	17
Övergripande slutsatser och bedömningar för anaerob behandling vid Hammarby sjöstads reningsverk .....	17
Litteraturlista (Bilaga 1).....	20
Sammanställd data (Bilaga 2).....	29



## Förord

Föreliggande rapport utgör redovisning av den litteraturstudie som gjorts inom projektet "Hammarby sjöstad – anaeroba processer" på uppdrag av Stockholm Vatten AB. Rapporten ingår som en del i den förstudie som görs inför byggandet av ett reningsverk vid Hammarby sjöstad, Stockholm.

Litteraturstudien startades i mars och avslutades i början av juni 2001. Åke Nordberg, JTI har ansvarat för litteraturstudiens genomförande och gjort huvuddelen av den skriftliga redovisningen, Mats Edström, JTI; Lars-Erik Olsson, Anox AB och Daniel Hellström, Stockholm Vatten AB har medverkat vid kunskapsinhämtningen och kommit med synpunkter på studiens utformning.

Ultuna, Uppsala i juni 2001

*Lennart Nelson*

Chef för JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik





## Sammanfattning

Inför byggandet av ett nytt lokalt reningsverk vid Hammarby sjöstad kommer Stockholm Vatten att genomföra ett demonstrationsprojekt för att utvärdera nya hållbara system för behandling av avloppsvatten. Den litteraturstudie som redovisas här utgör en del i förstudien kring anaeroba processer.

Syftet med denna litteraturstudie är att sammanställa publicerade försök och erfarenheter gällande anaerob behandling av avloppsvatten. Sökning och sammanställning ska ge ett underlag till kravspecifikationen i anbudsförfrågan så att höga, men realistiska, krav kan ställas på reningsgrad och andra nyckeltal. Vidare skall sökningen och kunskapsinhämtningen bidra till information inför försöksplanering av uppstart, drift och analyser.

I jämförelse med konventionella system, erbjuder anaerob behandling av avloppsvatten en rad fördelar, bl.a. genereras energi istället för att energi åtgår, mindre mängd överskottsslam produceras och utformningen av reaktorn är relativt enkel. Anaerob behandling av kommunalt avloppsvatten tillämpas i många länder med tropiskt eller tempererat klimat, men processen har ej tillämpats i större skala i länder med lägre temperatur. Vid lågtemperaturbehandling krävs det därför en hög retention av aktiv biomassa under höga flöden av avloppsvatten samt en bra kontakt mellan substrat (avloppsvatten) och bakterier.

Baserat på dessa parametrar har olika reaktorkoncept utvecklats under de senaste 20-30 åren. Dessa system går under beteckningen "high-rate anaerobic systems", med syftning på att driften kan ske vid betydligt högre belastningar och kortare uppehållstider än konventionella system. Samtliga system bygger på att maximera kvarhållandet av aktiv bakteriell biomassa i reaktorn, kan antingen ske med olika bärramaterial som i "anaerobic filters" (AF) och "fluidised/expanded bed" (FB/EB), eller genom att bakterierna bildar granulerat slam med mycket goda sedimenteringsegenskaper som i "upflow anaerobic sludge blanket" (UASB)-reaktorer och "expanded granular sludge bed" (EGSB)-reaktorer.

Följande övergripande slutsatser och bedömningar, för de studier som skall göras vid Hammarby sjöstads reningsverk avseende anaerob behandling av avloppsvatten, har gjorts baserade på litteraturstudien:

- ? Temperaturen i avloppsvattnet och dess variationer är av mycket stor betydelse för den anaeroba processens prestanda. Möjligheter till uppvärmning av avloppsvattnet bör finnas under försökstiden.
- ? För att erhålla en effektiv process är det viktigt att avskilja suspenderat material innan det går in i ett anaerobsteg. Avskiljning med eller utan flockningsmedel bör studeras.
- ? De resultat som litteraturen redovisade var divergerande med avseende på reduktion av COD i förhållande till temperatur och uppehållstid. UASB är det mest undersökta konceptet, men försök med EGSB och FB/EB visar på en stor potential för dessa koncept.
- ? Behandling i två steg har gett bättre resultat än enstegsbehandling vid samma uppehållstid. Försöksanläggningen bör därför utformas så att två-stegskoncept kan studeras.

- ? Kombinationsprocesser med membran har gett höga reduktionsgrader av COD och bör därför testas vid kommande försök
- ? Vid låga temperaturer kommer lösligheten för den producerade biogasen att öka vilket gör att framförallt koldioxid, men också metan löser sig i avloppsvattnet. Detta bör beaktas vid försöken eftersom att en del av metangasen kan "förloras" den vägen.

## Inledning

Traditionella system för behandling av avloppsvatten från hushåll omfattar oftast en aerob behandling (s.k. aktivslamprocess) i kommunala reningsverk efter att olika strömmar av avlopp blandats ihop. Vid konventionell behandling åtgår avsevärda mängder energi och samtidigt produceras stora mängder slam som måste stabiliseras. Det är svårt att finna avsättning för dagens slam inom jordbruket.

För att sluta kretsloppet av växtnäring mellan stad och land och möjliggöra expansion av städer utan att ge upphov till ytterligare miljöbelastning måste nya energi- och resurseffektiva uppsamlings och behandlingssystem skapas. Inför byggandet av ett nytt lokalt reningsverk vid Hammarby sjöstad kommer Stockholm Vatten att genomföra ett demonstrationsprojekt för att utvärdera nya hållbara system för behandling av avloppsvatten. Den litteraturstudie som redovisas här utgör en del i förstudien kring anaeroba processer.

I jämförelse med konventionella system, samt mot bakgrund av behovet av ekologiskt hållbara behandlingstekniker, erbjuder anaerob behandling av avloppsvatten en rad fördelar:

- ? Istället för att konsumera energi så genereras energi i form av metan
- ? Betydligt mindre mängd överskottsslam produceras i jämförelse med aeroba metoder
- ? Slammet är väl stabiliserat
- ? Utformningen på reaktorn är relativt enkel
- ? Systemet kräver relativt litet utrymme

Anaerob behandling av kommunalt avloppsvatten tillämpas i många länder med tropiskt eller tempererat klimat (Hulshoff Pol m.fl., 1997), men processen har ej tillämpats i större skala i länder med lägre temperatur (t.ex. nordeuropeiskt klimat). Oavsett klimat är det dock viktigt att den anaeroba processen betraktas som en förbehandling, vilket innebär att efterkommande behandlingssteg för reduktion av kväve- och fosfornivåer till godkända gränsvärden behövs. I många sammanhang behövs även en s.k. ”polering” av det utgående vattnet med avseende på dess COD-innehåll.

## Syfte

Syftet med denna litteraturstudie är att sammanställa publicerade försök och erfarenheter gällande anaerob behandling av avloppsvatten. Sökning och sammanställning ska ge ett underlag till kravspecifikationen i anbudsförfrågan så att höga, men realistiska, krav kan ställas på reningsgrad och andra nyckeltal. Vidare skall sökningen och kunskapsinhämtningen bidra till information inför försöksplanering av uppstart, drift och analyser.

## Omfattning och begränsning

Eftersom studien är begränsad till tid och kostnad har begränsningar gjorts vid sökning och inläsning. Fokus har legat på följande delar:

- ? Kommunalt avloppsvatten (municipal/domestic wastewater/sewage) samt "svartvatten" med och utan köksavfall (blackwater/(faeces, urine and toilet water) household/kitchen waste). Även försök med "artificiella" avloppsvatten har beaktats.
- ? Behandling vid framför allt "låga" temperaturer (psykrofila förhållanden <25°C). I undantagsfall har även information från mesofila försök tagits med.
- ? Försök och erfarenheter från laboratorie-, pilot- och fullskala.
- ? Utformning av processkoncept, dvs utformning av den anaeroba reaktorn, en- respektive två steg, förbehandling och kombinationsprocesser (t.ex. membran).
- ? Prestanda avseende reningsgrad, temperatur, uppehållstider samt övriga nyckeltal som är viktig för helhetsbedömningen.
- ? Underlag till försöksplan. Information om metoder och försöksupställning, t.ex. uppstart, drift, försök, analyser etc. som är av vikt för kommande försök har inhämtats, men kommer ej att beskrivas i någon större omfattning i denna litteraturstudie.

## Genomförande

Systematisk sökning har gjorts dels med dokumentalist vid SLUs bibliotek, Ultuna, i STNs databas *Chemical Abstracts* samt i Dialogs databaser; *Engineering Index*, *Chemical Engineering and Biotechnology Abstracts* och *Current Biotechnology Abstracts*. Vidare har egen sökning utförts på nätet med WebSpirs (anslutna till SLUs bibliotek) i ett flertal databaser. Review-artiklar har dessutom utgjort en viktig källa till relevanta artiklar. Erhållna referenser har samlats i referenshanteringsprogrammet "Get-A-Ref". Totalt har 230 referenser bedömts som relevanta. Alla har inte kunnat läsas av tidsbegränsning, men samtliga redovisas i referenslistan (Bilaga 1)

Vid genomläsning har prestanda och nyckeltal sammanställas i tabellform (Excel) som gör det möjligt att få en översikt för jämförelse. I vissa fall har beräkningar utifrån grunddata gjorts för att kunna jämföra data. Denna tabell finns redovisad i Bilaga 2.

## Karaktäristik på avloppsvatten från hushåll

Vid anaerob behandling av avloppsvatten är sammansättning och karaktäristik av stor betydelse för hur reningssystemet skall utformas och vilken reningseffektivitet man kan förvänta sig. Det finns många olika kategorier av avloppsvatten och i en enkel, relativ jämförelse med andra avloppsvatten kan sägas att kommunala avloppsvatten representeras av följande egenskaper:

- ? låg koncentration av COD
- ? hög andel suspenderad och kolloidal COD
- ? låg temperatur

? stora fluktuationer i organisk och hydraulisk belastning.

Avloppsvattnet vid Hammarby sjöstad kommer i olika avseenden att skilja sig åt från konventionellt kommunalt avloppsvatten. Ledningsnätet skall byggas så att dagvatten och dränvatten inte kommer in i ledningarna. Vidare finns inga industrier kopplade till ledningssystemet och vattenförbrukningen är tänkt att halveras från ca 200 l/p,d till ca 100 l/p,d. Egenskaper och karaktäristik hos avloppsvattnet från Hammarby sjöstad belyses under rubriken ”Övergripande slutsatser och bedömningar för anaerob behandling vid Hammarby sjöstads reningsverk”, där olika delströmmars konsekvens för behandling diskuteras.

## Förutsättningar för anaerob behandling av avloppsvatten

De krav som ställs på anaeroba system för att de skall accepteras för behandling av avloppsvatten kan sammanfattas i följande punkter:

- ? Hög organisk belastning
- ? Kort hydraulisk uppehållstid
- ? Hög COD (BOD)-reduktion
- ? Hög tolerans för överbelastningar
- ? Lågt energibehov
- ? Hög tillförlitlighet (garanterad behandlingstid)
- ? Enkel drift och kontroll

En bra behandlingskapacitet är i princip en funktion av hög bakterietäthet och aktivitet samt omblandning och utformning av flödet under förutsättning att olika miljöfaktorer, såsom temperatur, pH, buffert kapacitet etc. är optimala. Temperaturen är en mycket viktig faktor för aktiviteten i samtliga biologiska system. Vid lågtemperaturbehandling krävs det därför större omsorg kring andra parametrar, framför allt sådana som kan styras med teknisk utformning, för att en god reningseffektivitet skall uppnås. Följande parametrar är viktiga:

- ? Hög retention av aktiv biomassa under höga flöden av avloppsvatten
- ? Bra kontakt mellan substrat (avloppsvatten) och bakterier
- ? Hög omsättningshastighet och frånvaro av begränsningar i masstransport
- ? Den aktiva biomassan måste vara anpassad till substratet

Baserat på dessa parametrar har olika reaktorkoncept utvecklats under de senaste 20-30 åren för att möjliggöra anaerob behandling av avloppsvatten. I många sammanhang är det framför allt industriellt avloppsvatten som processerna utvecklats för och det är också där de också funnit sin största tillämpning. Dessa system går under beteckningen ”high-rate anaerobic systems”, med syftning på att driften kan ske vid betydligt högre belastningar och kortare uppehållstider än konventionella system. Samtliga system bygger på att maximera kvarhållandet av

aktiv bakteriell biomassa i reaktorn, vilket innebär att man kan erhålla en betydligt högre SRT (solid retention time) i jämförelse med den hydrauliska uppehållstiden (HRT). Detta kan antingen ske med olika bärmaterial som i ”anaerobic filters” (AF) och ”fluidised/expanded bed (FB/EB), eller genom att bakterierna bildar granulerat slam med mycket goda sedimenteringsegenskaper som i ”upflow anaerobic sludge blanket” (UASB)-reaktorer och ”expanded granular sludge bed” (EGSB)-reaktorer.

Nedan följer en kort sammanfattande beskrivning av de olika reaktorkoncept som utvecklats.

### **Anaerobic filters (AF)**

Principen bygger på att reaktorn innehåller ett fast bärmaterial, som mikroorganismerna växer på i form av en s.k. biofilm. Bärarmaterialet bör ha en låg specifik densitet med en hög porositet för att minska skjuvkraften och undvika igensättning. I många sammanhang används olika plastkomponenter, men det finns även exempel på att lermaterial, grus etc. har använts. En viktig aspekt är kostnaden, som bör vara låg för bärmaterialet.

Den viktigaste egenskapen hos AF är att de är robusta och klarar svängningar i belastningar och sammansättningar på avloppsvattnet, men också att de kan tillämpas på de flesta utspädda avloppsvatten med låg halt suspenderat material. Den främsta nackdelen är risken för igensättning av fri porvolym och därmed ett sämre utnyttjande av reaktorvolymen.

### **Fluidised/Expanded beds (FB/EB)**

I en FB eller EB tillsätts partikulärt material (t.ex. sand) som bärmaterial. Mikroorganismerna etablerar sig på dessa små partiklar och genom att skapa ett tillräckligt högt uppflöde så svävar partiklarna med mikroorganismerna och kommer på det sättet i kontakt med avloppsvattnet. Förhållandena för att erhålla en bra biofilm är liknande för anaeroba filter och expanderade/fluidiserade bäddar. En viktig aspekt är att utformningen på partiklarna inte begränsar diffusionen av t.ex. substrat. De bärmaterial som skall användas bör ha en jämn partikelstorlek och ett jämnt utseende för att en jämn fluidisering skall kunna erhållas.

De största fördelarna med FB/EB-reaktorer är deras förmåga till en hög reduceringskapacitet av COD samt att de klarar av stora svängningar i belastning. De klara dessutom oftast av högre koncentrationer av SS än andra reaktorkoncept. Ofta innebär de höga kraven på ett bärmaterial med jämn storleksfördelning att de kan bli ganska dyra.

### **Upflow anaerobic sludge blanket (UASB)**

UASB-system bygger på att bakterier aggregerar och växer som granulerat slam, vilket ger bra sedimenteringsegenskaper. Granulerna hålls på så sätt kvar i reaktorn trots höga flöden. Den turbulens som sker pga inflödet och gasproduktionen är tillräcklig för att skapa en god kontakt mellan bakterier och avloppsvatten.

De största fördelarna med UASB systemen är att de är enkla reaktorer utan dyra bärarmaterial och att det finns lång erfarenhet från praktisk drift. De största nackdelarna är kopplade till svårigheterna med att erhålla och vidmakthålla stabila granula. Det finns också en viss känslighet för hydrauliska och organiska chockbelastningar eller för förändrad kvalitet på avloppsvattnet.

## **Expanded granular sludge bed (EGSB)**

EGSB är en vidare utveckling av UASB-konceptet och innebär att uppflödet i raktorn ökas med en extern pump (från ca 1-2 m/h till 6-8 m/h). Detta har utvecklats eftersom det framför allt vid låga temperaturer varit svårt att erhålla en tillräckligt hög turbulens i reaktorn. Konceptet liknar ett FB/EB-system, men det är det granulerade slammet och inte bärarmaterialet som expanderas i reaktorn. Fördelar och nackdelar kan jämföras med UASB-system, men den största fördelen är att hög COD-reduktion kan erhållas vid låg temperatur.

## **Sammanställd litteratordata**

Samtliga system har givetvis sina begränsningar och sina speciella egenskaper. De generella för- och nackdelarna som angivits beror mycket på sammansättningen på avloppsvattnet, driftspersonalens kunskap etc. I generella termer kan EB/FB system och EGSB system verka ha de fördelaktigaste egenskaperna, men det finns fler UASB reaktorer i fullskaledrift för avloppsvatten. Detta visar att investerings- och driftkostnaderna liksom driftserfarenheterna från fullskaledrift är väl så viktigt som innovativa utformningar som kan ge en högre prestanda.

Det har inte gjorts några stora jämförande studier av UASB, EGSB, anaeroba filter, fluidiserade- och expanderade bäddar för avloppsvatten från hushåll under identiska förhållanden. Det finns därför all anledning att vara försiktig när slutsatser dras från litteraturuppgifter. I många fall jämför forskare bara fördelarna på sitt eget system med nackdelarna på andras system, vilket innebär att resultaten inte kan betraktas som objektiva. I följande avsnitt görs en genomgång av den litteratur som tagits fram vid studien uppdelad på olika processkoncept.

Den genomlästa litteraturen finns dokumenterad som Excel-fil (Bilaga 2). I följande text kommer de olika koncepten att beskrivas var för sig. Texten har försökt hållas relativt kort där resultaten till stor del summeras i tabeller, vilket är utdrag från den stora tabellen (bilaga 2).

## **UASB**

Det reaktorkoncept som de allra flesta artiklarna omfattar är UASB-system. Detta hänger framför allt samman med att det är det system som tillämpats i största utsträckning, framför allt i tempererade och tropiska klimat. Försöksverksamhet med UASB under låg temperatur har studerats framför allt i Holland (Lettinga m.fl., 1981; Grin m.fl., 1983, 1985; de Man m.fl., 1986; van Velsen & Wildshut, 1988). de Man m.fl. (1986) konstaterade att det går att erhålla en COD-reduktion på 40-60% vid 12-18 °C med en uppehållstid på 7-12 h. I försök med en 6 m<sup>3</sup> UASB erhöles vid en uppehållstid på 14-17 h en COD-reduktion på 85-65% vid 20 °C samt 70-55% vid 13-17°C (Lettinga m.fl. 1983). En kombination av UASB

och en aerob efterbehandling (s.k. hanging sponge cubes) har undersökts av Agrawal m.fl. (1997). Vid 7-30 °C och en HRT på 7 h erhöles en COD-reduktion på ca 70% som var jämnt fördelad över hela året. Barbosa & Sant Anna Jr G (1989) erhöles 74% COD reduktion vid 18-28 °C med kommunalt avloppsvatten. Upp till 80% COD-reduktion erhöles vid 10-20°C då regnvatten uteslöts från avloppssystemet (de Man m.fl. 1988)

Sammanfattningsvis har temperaturer på 9-30 °C undersökts vid uppehållstider på 2-44 h. COD-halterna har legat på 100-1000 mg/l, med några få undantag, och resulterat i en COD-reduktion på 31-84% (Tabell 1).

Tabell1. Försök på hushålls/kommunalt avloppsvatten med UASB-reaktorer vid låga temperaturer

Reaktorkoncept	Temp	Steg/Fas	Reaktorvol				HRT	Red. Grad	Referens
				COD	BOD	TSS			
				(COD-so)	mg/l	mg/l			
	C		m3	mg/l	mg/l	mg/l	h	%	
UASB	9	1	0,0035	310	133	67	12	37	Bodik m.fl. 2000
UASB	15	1	0,0035	310	133	67	12	48	Bodik m.fl. 2000
UASB	13-25	1	0,0215	115-595	(63-245)		4-11	64-72	Uemura & Harada, 2000
UASB	7-18	1	0,12	100-900	53-474	10-700	4-14	45-72	de Man m.fl. 1986
UASB	18-28	1	0,12	627	357	470	4	74	Barbosa m.fl. 1989
UASB	12-18	1	0,12	420-920	(55-95)		32-40	48-70	Lettinga m.fl. 1983
UASB	18-20	1	0,12	248-581	(163-376)		12	72	Lettinga m.fl. 1983
UASB-RBC	12.5-19	1	0,75	363-666	240-333			30-60	Castillo m.fl. 1999
UASB-septic tank	11.7-13.8	1	1,2	821-1716	454-640	468-1201	44.3-202	3.8-60	Boote m.fl. 1993
UASB	10-18	1	6	100-900	53-474	10-700	9-16	46-60	de Man m.fl. 1986
UASB	20	1	6	100-900		10-700	24	70	Grin m.fl. 1983
UASB	20	1	6	100-900		10-700	8	75	Grin m.fl. 1983
UASB	11-19	1	20	100-900	53-474	10-700	6.2-18	31-49	de Man m.fl. 1986
UASB	>13	1	120	391	(291)		2-7	16-34	van der Last & Lettinga. 1992
UASB	7-27	1	336	205-326	55-153	100-250	12-42	31-56	Collivignarelli m.fl. 1991
UASB	10-30		4-2200				6-30	50-85	Monroy m.fl. 2000
UASB	16-23	1	67,5		515			74	Viera m.fl. 1992
UASB	18-25	1	600/300/300	563	214	418	6	68-74	Draijer m.fl. 1992
UASB	15-23	1	336	205-326	55-153		12-42	31-47	Collivignarelli m.fl. 1990
UASB+Fixed bed	20	1	8	210	99			64	Collivignarelli m.fl. 1990
UASB+Fixed bed	24	1	8	104	43			57	Collivignarelli m.fl. 1990
UASB+Fluidized bed	23	1	8	185	77			44	Collivignarelli m.fl. 1990
UASB	25	1	UASB 0,155 m3	393	157	138	6	58	Machdar m.fl. 2000
UASB+2 st DHS, parallella	25	1	?	161	51	56		84	Machdar m.fl. 2000
UASB+2 st DHS i serie	25	1	?	161	51	56		81	Machdar m.fl. 2000
UASB+4 st LSDAF		1	18+4*0,0021				8	ca 85	Penetra m.fl. 1999
UASB	18-20	2-steg	[2*0,042]+0,0046	200-700		90-385	8/2	76	Sayed & Fergala, 1995
UASB	12-28	2(hydrolys)	77	394	166	220	1,8	58-73	Kiriyama ??
UASB + An.Hybrid Reactors	13		2*0,004	300-500			8	60-70 %	Elmitwalli mfl 1999
Förfällning+UASB	29-30		0,0012	268+/-44	(139+/-34)		2-3	> 70 %	Kaloqo and Verstraete, 2000

Det konstaterades dock under mitten av 1980-talet att omblandningen i UASB-reaktorerna inte var tillfredsställande p.g.a. för låg gasproduktion. Detta ledde vidare till försök med EGSB-reaktorer.

## EGSB

Med en högre uppflödes hastighet ökar kontakten mellan slam och vatten. I ett försök i Bennekom (NL) har van der Last & Lettinga (1992) utfört försök i 120 och 205 l EGSB-reaktorer med försedimenterat avloppsvatten vid 15-20 °C (sommar) och 6-9 °C (vinter) med uppehållstider på 2-7 h. COD-reduktionen låg omkring 50%. Under vintern försämrades reduktionen kraftigt. Detta kunde ha sin orsak i både låg metanbildande aktivitet samt begränsningar i acidifiering av lösligt COD i vattnet. Reduktionen av suspenderat material har rapporterats som låg i dessa koncept, eftersom flödes hastigheten i reaktorn är hög (4-8 m/h).



Sammanfattningsvis har temperaturer på 8-30 °C undersökts vid uppehållstider på 1-32 h. COD-halterna har varit från 150 till 2600 mg/l och resultatet i en COD-reduktion på 30-97% (Tabell 2).

Tabell 2. Försök med EGSB-reaktorer på olika avloppsvatten vid låga temperaturer.

Reaktorkoncept	Substrat	Temp	Steg	Reaktorvol.	COD	BOD	HRT	Red. Grad	Referens
					(COD-sol) <td></td> <td></td> <td></td> <td></td>				
		C		m3	mg/l	mg/l	h		
EGSB	Kommunal	13->	1	0,12			3,5		van der Last & Lettinga, 1992
EGSB	Hushållsavl	9-19	1	0,12	250-350		1-7,5	16-34	van der Last & Lettinga, 1992
EGSB	Hushållsavl	16-19	1	205	391	(291)	1,5-5,8	ca 30	van der Last & Lettinga, 1992
EGSB	VFA-sukros	8	2	2 * 0,0043		(550-1100)	4	97	van Lier m.fl. 1997
EGSB	mälteriavl.	16	1	0,2255	436-875		2,4	36-70	Rebac m.fl. 1997
EGSB	mälteriavl.	20	1	0,2255	715-1064		1,5	67-75	Rebac m.fl. 1997
EGSB	VFA-mix	12,24,30	1	12,5	500; 2600	(500; 2600)	3,6-32		de Man mfl. 1988
EGSB	Kommunal (försed.)	12-20	1	116	150-600	(70-250)	2,0-3,0		de Man mfl. 1988

## FB/EB

Sanz & Fdz-Polanco (1990) har genomfört försök i temperaturintervallet 10-15 °C vid en HRT på 1-3 h varvid COD-reduktion på 10-75% kunde erhållas. Choung & Jeon (2000) undersökte avloppsvatten från hushåll med uppehållstider på 0,25-2 h. Alderman m.fl. (1998) har i laboratorieskala gjort försök med en EB som legat till grund för en ekonomisk modellering. Vid 15 °C och en HRT på 19 h erhöles en COD-reduktion på 77%. Vid motsvarande HRT och 10 °C erhöles 69% COD-reduktion. Övriga försök som framkommit vid litteratursökning visar endast på exempel med syntetiska avloppsvatten och industriella applikationer.

Sammanfattningsvis har temperaturer på ca 13-31 °C undersökts vid uppehållstider på 1-8 h. COD-halterna har varit från 324 till 4000 mg/l och resultatet i en COD-reduktion på 50-98% (Tabell 3).

Tabell 3. Försök med FB/EB-reaktorer på olika avloppsvatten vid låga temperaturer.

Reaktorkoncept	Substrat	Temp	Steg/Fas	Reaktorvol.	COD	BOD	TSS	HRT	OLR	Red.grad	Referens
					(COD-sol) <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td>						
		C		m3	mg/l	mg/l	mg/l	h	g COD/L.d	%	
FB	syntetiskt	13-31	1	0,015	557/700			1/1,5		62/71	Maragno m.fl., 1992
UA/FB Anox.Oxic Clarifier	hushållsavl	20	1. alt 6		324-479	168-245	69-123	0,25-2			Choung & Jeon, 2000
FB	hushållsavl	13,2	1	0,205							Choung & Jeon, 2000
FB	Industriavl	?	2	225+4*400	3800-5000			5	16-21	50-60	Franklin m. fl. 1992
UFB	Industriavl	?	1	125	1900-4000	2500-3500		3-8	8-30	95-98	Franklin m. fl. 1992
An Fluid -Bed React	Syntetiskt	15-37		0,0005			210				Klida et al 1991
An Fluid. Bed	kommunal	10		0,0005-0,0015	130-650			1-3	3-30	70	Sanz & Fdz-Polanco, 1990
An Fluid. Bed	kommunal	15		0,0005-0,0015	130-650			1-3	3-30	75	Sanz & Fdz-Polanco, 1990

## AF

Cullimore & Viraraghavan (1994) har testat slamavskilt vatten vid 5-20 °C vid HRT på 1,2-4,8 d varvid 70-90 % BOD-reduktion erhöles vid 10°C. Kobayashi m.fl. (1983) rötade spillvatten från ett universitetscampus vid 20, 25 respektive 35 °C och en HRT på 24 h. COD-reduktionen var 73% oberoende av temperatur. Bodik mfl. (2000) har undersökt en blandning av kommunalt avloppsvatten med artificiellt avloppsvatten vid 9, 15 och 23 °C vid HRT på 10 respektive 20 h. COD-reduktionen varierade mellan 40 och 93%.

Försöken sammanfattas i tabell 4.

Tabell 4. Försök med AF-reaktorer på olika avloppsvatten vid låga temperaturer.

Reaktorkoncept	Substrat	Temp	Steg/Fas	Reaktorvol.	Substr.konc.			HRT	Red.grad	Referens
					COD	BOD	TSS			
		C		m3	mg/l	(COD-sol) mg/l	mg/l	h	%	
UAF	kommunalt+artif	23	1	0,00172	780	440		20	90	Bodik m.fl. 2000
UAF	kommunalt+artif	23	1	0,00172	550	410	370	10	93	Bodik m.fl. 2000
UAF	kommunalt+artif	15	1	0,00172	690	310	107	20	87	Bodik m.fl. 2000
UAF	kommunalt+artif	15	1	0,00172	570	220	68	10	84	Bodik m.fl. 2000
UAF	kommunalt+artif	9	1	0,00172	510	250	218	20	63	Bodik m.fl. 2000
UAF	kommunalt+artif	9	1	0,00172	490	290	230	10	46	Bodik m.fl. 2000
UAF	kommunal	35-38	1	0,06-0,08		90	169	7-9		Viraraghavan m.fl. 1989
UAF	kommunal	23-27	1	0,06-0,08		84-127	77-112	9-30		Viraraghavan m.fl. 1989
Filter	spillvatten	5-20		0,02	130-580	34-345		58-115	50-60%	Cullimore & Viraraghavan 1994
Anaerobic Filter	spillvatten fr campus	20		0,017	80-1100	44-573			73	Kobayashi et al 1983
Anaerobic Filter	spillvatten fr campus	25,35		0,017	80-1100	44-573			73	Kobayashi et al 1983

## Tvåstegs koncept

Vid behandling av avloppsvatten med en stor andel partikulärt material kan det vara fördelaktigt att tillämpa tvåstegs-koncept (Haandel & Lettinga, 1994). I första steget fångas det suspenderade materialet som delvis hydrolyseras för att kunna behandlas i andra steget. Suspenderat material som anrikas i första reaktorn måste dock avlägsnas som överskottsslam med jämna mellanrum. Detta kan dock i sin tur förhindra en aktiv metanogen mikroflora eftersom tillväxttakten hos dessa är låg. Speciellt vid låga temperaturer kan man förvänta sig en ackumulering av suspenderat material, eftersom hydrolys aktiviteten är låg. Under dessa förutsättningar kan det ackumulerade slammet behandlas i en konventionell röt-kammare. Wang (1994) har studerat en process med en s.k. sequential Hydrolysis Upflow Sludge Blanket (HUSB) med en efterföljande EGSB. I en separat tank skedde hydrolys av anrikat suspenderat material med en HRT på 2 dagar. Resultatet var 71% COD-reduktion vid 15 °C och 77% vid 12 °C. HRT för HUSB var 3 h och för EGSB 2 h. EGSB-reaktorn reducerade 32-60% COD vid 9-21 °C. En liknande lösning har beskrivits av Corstanje (1996), där suspenderat material anrikas i en UASR (upflow anaerobic solid removal)-reactor. Här sker ingen hydrolys utan reaktorn fungerar endast som en effektiv sedimenteringstank. Sayed & Fergala, (1995) studerade två stegs UASB –system vid 18-20°C med 8-16 HRT för första steget och 2 h för andra steget. COD-reduktion på 80% erhöles. Elmitwalli mfl. (1999) visade på försök med ett tvåstegskoncept med en anaerob hybridreaktor (filter/slam) med polyuretan som bärmaterial i ett första steg och med en UASB som andra steg. COD reduktioner på 60-72% erhöles med försedimenterade och icke försedimenterade avloppsvatten. Temperaturen var ca 13 °C och uppehållstiden 8 h totalt.

Kalogo & Verstraete har gjort laborieförsök med UASB och kemfällning i kombination Både  $\text{FeCl}_3$  och fröna från en tropisk växt *Moringa oleifera* testades. Temperaturen var dock relativt hög, 30 °C, men en COD reduktion på 55% då  $\text{FeCl}_3$  användes och 71% då de tropiska fröna användes.

## Kombinationsprocesser med membran

Anderson m.fl. (1986) testade tvåstegsrötning i kombination med membran filter (MF, 90 mikron) på glukosvatten. HRT var 3-8 dygn vid 35 °C och en belastning på 1-12 kg COD/m<sup>3</sup>, d erhöles en COD-reduktion på 98-99,8%. Baily m.fl. (1994) har testat kombinationen UASB och membranfiltrering vid temperatur på 30 °C med syntetiskt avloppsvatten. COD-reduktion på 91-92% erhöles då filter inte användes och 98-99% då filter användes. Wen m.fl. (1999) testade en anaerob reaktor kombinerad med membran (porstorlek 0,03  $\mu$ ) för behandling av spillvatten från ett universitet i Kina. Vid en temp på 14-25 °C och en HRT på 4-6 h erhöles en COD-reduktion på 97% (84% över reaktorn och 13% över membranet).

Försöken sammanfattas i tabell 5.

Tabell 5. Försök med bioreaktor-membran på olika avloppsvatten vid låga temperaturer.

Reaktorkoncept	Substrat	Temp	Reaktorvol.	COD	BOD	TSS	HRT	Red.grad	Referens
					(COD-sol)				
		C	m <sup>3</sup>	mg/l	mg/l	mg/l	h	%	
2-steg + membran	Glukos	35	0,0025+0,010	2800-93800			72-192	>98 %	Anderson mfl 1986
UASB+membran	syntetiskt	30	0,009	5000				> 91 % utan filter >98 med filter	Bailey mfl 1994
UASB+membran	kommunal	18-28	0,12	627	357		4	74%	Barbosa mfl 1989
An reakt+membran	spillvatten fr campus	14-25	0,018	100-2600			4-6	84+13=97 % (medel)	Wen et al 1999
An reakt+membran	spillvatten fr campus	> 20	0,018	100-2600			4-6	> 85 över bioreaktorn	Wen et al 1999
An reakt+membran	spillvatten fr campus	< 15	0,018	100-2600			4-6	> 70 % över bioreaktorn	Wen et al 1999

## Övriga koncept

Bafflade reaktorer har använts i försök med avloppsvatten, men resultat indikerar att de inte är speciellt intressanta vid låga temperaturer (Barber & Stuckey, 1999).

## Övergripande slutsatser och bedömningar för anaerob behandling vid Hammarby sjöstads reningsverk

De redovisade resultaten är mycket divergerande med avseende på COD-reduktion i förhållande till temperatur och HRT eftersom andra variabler och förutsättningar varierat. Detta gör det svårt att finna tydliga trender vad avser prestanda hos de olika koncepten. UASB är det mest undersökta konceptet, där det finns erfarenheter från laborieförsök och fullskaleverksamhet. EGSB respektive fluidiserade/expanderade bäddar verkar ha en stor potential baserat på försök i laborieförsök och pilotskala. Följande övergripande slutsatser och bedömningar kan dock göras för anaerob behandling av avloppsvatten vid Hammarby sjöstads reningsverk. Det är viktigt att påpeka att anaerob behandling måste kombineras med andra tekniker för att ansatta gränsvärden för framför allt

N och P skall kunna nås. Fördelarna med låg driftskostnad, liten mängd överskottsslam och produktion av metangas gör dock anaeroba processer mycket intressanta som ett första behandlingssteg.

De försök och erfarenheter som redovisas tyder på att halten suspenderat material kan vara mycket avgörande för vilken COD-reduktion som erhålls. Beroende på hur stor användningen av kökskvarnar kommer att bli så kommer sammansättningen att variera. Svartvattensystemet kan komma att kombineras med urinsortering, vilket också kommer att påverka sammansättningen. Påverkan på COD, BOD och TSS-halter för de olika systemen anges i tabell 6. Baserat på nuvarande kunskap och information bedöms att det mest troliga scenariot omfattas av ca 5-10% anslutning av köksavfallskvarnar (KAK) för Hammarby Sjöstad. Den troliga volym vatten som kommer att användas bedöms till 125-150 l/pe, d. Den energimängd som potentiellt kan utvinnas i form av biogas ökar med ökad andel kökskvarnar. Den större energimängden som erhålls med Hammarby sjöstads avlopp jämfört med svartvatten beror på att det BDT-vatten, som finns med i Hammarby sjöstads avlopp, bidrar med ca 52 kWh/d. Vidare har det i beräkningarna antagits att endast 1/3 av det omsättbara organiska materialet som finns i ett blandat avloppsvatten kommer från klosetter och att 2/3 kommer från BDT-vattnet.

För svartvattensystemet är beräkningarna baserade på den karaktäriseringsstudie som gjorts för svartvatten och matavfall och visar att halten suspenderat material ökar kraftigt om svartvattensystem införs och att den ökar måttligt med ökande mängd kökskvarnar.

Tabell 6. Variationen i COD, BOD och SS samt beräkning av den potentiella energi som kan utvinnas ur avloppsvattnet per dag (gäller för 300 p.e.). För "svartvattensystemet" gäller att BDT-vattnet behandlas i Henriksdals reningsverk, vilket gör att den potentiella energi via biogasen är högre än vad som anges i tabellen.

	COD		BOD <sub>7</sub>		SS		Potentiell energi via biogas	
	mg/L		mg/L		mg/L		kWh/d	
	min	max	min	max	min	max	min	max
Hby Sj (ej KAK)	660	1320	300	600	350	700	78	78
Hby Sj (10-50% KAK)	680	1616	317	838	366	921	84	111
Hby Sj (100% KAK)	881	1842	490	1063	528	1129	129	144
Svartvatten (0% KAK, 0% US)	3874	6925	1477	2641	1647	2945	26	26
Svartvatten (100% KAK, 0% US)	5162	13177	3096	8276	3097	8202	77	92
Svartvatten (0% KAK, 100% US)	19336	17751	6701	6321	9301	8268	26	26
Svartvatten (100% KAK, 100% US)	11202	28531	6685	17898	7149	18494	77	92

För att åstadkomma en effektiv process är det viktigt att avskilja så mycket suspenderat material som möjligt (oavsett utformning på den anaeroba reaktorn) innan det går in i ett anaerobsteg. Med de korta uppehållstider som krävs vid anaerob behandling av avloppsvatten så kommer ingen omfattande hydrolys att ske om inte partikulärt och kolloidalt COD kvarhålls i reaktorerna. Avskiljning med eller utan flockningsmedel bör därför studeras i de kommande försöken. Avskiljd fast fas rötas i konventionell röt-kammare.

För klosettavlopp från extremt snålspolande toaletter, kombinerade med urinsortering, som blandas med organiskt avfall från KAK blir halten av organiskt material och suspenderad substans mycket hög. För ett sådant avlopp kan det vara mer lämpligt med en konventionell totalomblandad rötkammare än att använda koncept som bygger på utspädda avloppsvatten.

Temperaturen är en mycket viktig faktor för aktiviteten i samtliga biologiska system och det råder ingen tvekan om att temperaturen kommer att vara förhållandevis låg. I skrivande stund finns ingen bedömning gjord på vilken temperaturvariation som kan förväntas i det inkommande avloppsvattnet och på vilken nivå det kommer att ligga. Vid de kommande försöken bör det finnas möjlighet att värma avloppsvattnet för att kunna studera olika temperaturintervall och dess betydelse för behandlingseffektiviteten.

En sak som måste beaktas när det gäller biogasproduktionen från avloppsvatten med låg temperatur är att lösligheten för gaser generellt ökar vid lägre temperatur. Den begränsade mängden COD i avloppsvattnet ger upphov till endast små mängder metan och koldioxid. Den höga lösligheten för koldioxid reducerar i vissa fall andelen CO<sub>2</sub> i gasen till mindre än 10%. Under dessa förutsättningar kommer andelen N<sub>2</sub> i gasen att kunna uppgå till över 20%, eftersom det följer med avloppsvattnet och har en sämre löslighet än CO<sub>2</sub>. Metanhalten kan bli relativt hög i gasen (70-80% har rapporterats), medan utbytet kan vara omkring 0,1 L/g COD, vilket är betydligt lägre än de teoretiska 0,35 L/g COD.

Utifrån redovisade litteraturdata är det svårt att göra en rättvis bedömning av de olika koncepten vad avser COD-reduceringsgrad vid jämförbara uppehållstider och temperaturer. Detta gör det också svårt att fastställa dimensionering av en försöksanläggning med ett snävt intervall. De koncept som verkar ha störst potential för behandling vid låg temperatur är de system med en extern cirkulationsslinga för att öka ythastigheten (m/h) i reaktorn och därmed uppnå en bättre kontakt mellan bakterier och avloppsvatten, dvs expanderade bäddar med granulerat slam (EGSB) eller med bärartiklar (FB/EB). Reaktorer med granulerat slam har rapporterats vara generellt känsligare för höga halter av suspenderat material än fluidiserade bäddar, men med en bra reduktion av suspenderat material i förstegen kan det vara fördelaktigt att använda en EGSB eftersom den inte kräver något bärarmaterial.

Oavsett exakt utformning framstår dock två-stepsbehandling som en attraktiv lösning eftersom en del av det suspenderade materialet kan ansamlas i det första steget och möjliggöra en effektivare behandling av löst COD i det andra steget.

Ett annat intressant koncept som har stor potential är kombinationsprocesser med membranteknik. I den sökning som genomförts har det inte gått att finna så många artiklar som berör detta område. Det som finns redovisat tyder dock på en mycket bra reningsgrad eftersom den fasta uppehållstiden (SRT) i princip kan göras oändlig. Energiåtgång för olika typer av filter redovisas mycket sällan, men det är förstås av vikt att ställa förbrukad energi i förhållande till den reningsgrad som erhålls. Processen bedöms så pass intressant att den bör testas i en linje vid försöksanläggningen.

## Litteraturlista (Bilaga 1)

- Agrawal LK, Harada H, Okui H (1997) Treatment of dilute wastewater in a UASB reactor at a moderate temperature: Performance aspects. *Journal of Fermentation and Bioengineering* 83: 179-184
- Agrawal LK, Ohashi Y, Mochida E, Okui H, Ueki Y, Harada H, Ohashi A (1997) Treatment of raw sewage in a temperate climate using a UASB reactor and the hanging sponge cube process. In: Noike T, Pohland F (eds) *In Proceedings of the 8th International Conference on Anaerobic Digestion.*, Sendai, Japan. pp 200-207.
- Al Ghusain IA, Huang J, Hao OJ, Lim BS (1994) Using pH as a real-time control parameter for wastewater treatment and sludge digestion processes. *Water Science and Technology* 30: 159-168
- Alderman BJ, Theis TL, Collins AG (1998) Optimal design for anaerobic pretreatment of municipal wastewater. *Journal of Environmental Engineering* 124: 4-10
- Anderson GK, Saw CB, Fernanders MIAP (1986) Application of porous membranes for biomass retention in biological wastewater treatment processes. *Process Biochemistry* 21: 1274-1282
- Angenent LT, Banik GC, Sung S (2000) Psychrophilic anaerobic pretreatment of low-strength wastewater using the anaerobic migrating blanket reactor. *WEFTEC 2000*.
- Arsov R, Ribarova I, Nikolov N, Mihailov G, Topalova Y, Khoudary E (1999) Two-phase anaerobic technology for domestic wastewater treatment at ambient temperature. *Water Science and Technology* 39: 115-122
- Aubrun C, Harmand J, Garnier O, Steyer JP (2000) Fault detection filter design for an anaerobic digestion process. *Bioprocess Engineering* 22: 413-420
- Aulicino FA, Colombi A, Calcaterra E, Carere M, Mastrantonio A, Orsini P (1998) Microbiological and chemical quality of sludges from domestic wastewater plants. *International Journal of Environmental Health Research* 8: 137-144
- Austermann-Haun U, Seyfried C-F, Rosenwinkel K-H (1997) Full scale experiences with anaerobic pre-treatment of wastewater in the food and beverage industry in Germany. *Water Science and Technology* 36: 321-328
- Austermann-Haun U, Seyfried CF, Zellner G, Diekmann H (1994) Start-up of anaerobic fixed film reactors: Technical aspects. *Water Science and Technology* 29: 297-308
- Baily AD, Hansford GS, Dold PL (1994) The enhancement of upflow anaerobic sludge reactor performance using crossflow microfiltration. *Water Research* 28: 291-295
- Banik GC, Dague RR (1996) ASBR treatment of dilute wastewater at psychrophilic temperatures. *Proc. - WEFTEC '96, Annu. Conf. Expo., 69th. Water Env. Fed., Alexandria, Va, USA*, pp 235-246.
- Banik GC, Dague RR (1997) ASBR treatment of low strength industrial wastewater at psychrophilic temperatures. *Water Science and Technology* 36: 337-344
- Banik GC, Ellis TG, Dague RR (1997) Structure and methanogenic activity of granules from an ASBR treating dilute wastewater at low temperatures. *Water Science and Technology* 36: 149-156
- Banik GC, Viraraghavan T, Dague RR (1998) Low temperature effects on anaerobic microbial kinetic parameters. *Environmental Technology* 19: 503-512
- Barber WP, Stuckey DC (1999) The use of the anaerobic baffled reactor (ABR) for wastewater treatment: a review. *Water Research* 33: 1559-1578
- Barbosa RA, Sant'Anna Jr GL (1989) Treatment of raw domestic sewage in an UASB reactor. *Water Research* 23: 1483-1490
- Bardulet M, Cairo J, Paris JM (1990) Start-up of low-temperature anaerobic reactors using freshwater methanogenic sediments. *Environmental Technology* 11: 619-624
- Battistoni P, Pavan P, Prisciandaro M, Cecchi F (2000) Struvite crystallization: a feasible and reliable way to fix phosphorus in anaerobic supernatants. *Water Research* 34: 3033-3041
- Behling E, Diaz A, Colina G, Herrera M, Gutierrez E, Chacin E, Fernandez N, Forster CF (1997) Domestic wastewater treatment using a UASB reactor. *Bioresource Technology* 61: 239-245
- Bernard S, Gray NF (2000) Aerobic digestion of pharmaceutical and domestic wastewater sludges at ambient temperature. *Water Research* 34: 725-734
- Bodik I, Herdova B, Drtil M (2000) Anaerobic treatment of the municipal wastewater under psychrophilic conditions. *Bioprocess Engineering* 22 Volym: 385-390

- Bodik I, Herdova B, Kratochvil K (2000) The application of anaerobic filter for municipal wastewater treatment. *Chem Pap* 54: 159-164
- Bogte JJ, Breure AM, van Andel JG, Lettinga G (1993) Anaerobic treatment of domestic wastewater in small scale UASB reactors. *Water Science and Technology* 27: 75-82
- Buchauer K (1997) Kinetics of anaerobic hydrolysis and fermentation of sewage. *Oesterr Wasser-Abfallwirtsch* 49: 69-75
- Buffiere P, Bergeon JP, Moletta R (2000) The inverse turbulent bed: A novel bioreactor for anaerobic treatment. *Water Research* 34: 673-677
- Castilla P, Meraz M, Monroy O, Noyola A (2000) Anaerobic treatment of low concentration wastewater in an inverse fluidized bed reactor. *Water Science and Technology* 41: 245-251
- Castillo A, Llabres P, Mata-Alvarez J (1999) A kinetic study of a combined anaerobic-aerobic system for treatment of domestic sewage. *Water Research* 33: 1742-1747
- Cecchi F, Battistoni P, Pavan P, Fava G, Mata-Alvarez J (1994) Anaerobic digestion of OFMSW and BNR processes: a possible integration - preliminary results. *Water Science and Technology* 30: 65-72
- Charlton J, Hegemann W (1994) Biological nutrient removal applied to weak sewage. *Water Science and Technology* 29: 41-48
- Chernicharo CAL, dos RCM (1999) Development and evaluation of a partitioned upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor for the treatment of domestic sewage from small villages. *Water Science and Technology* 40: 107-113
- Chernicharo C-AL, Dos Reis Cardoso M (1999) Development and evaluation of a partitioned upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor for the treatment of domestic sewage from small villages. *Water Science and Technology* 40: 107-113
- Choo KH, Lee CH (1998) Hydrodynamic behavior of anaerobic biosolids during crossflow filtration in the membrane anaerobic bioreactor. *Water Research* 32: 3387-3397
- Choung YK, Jeon SJ (2000) Phosphorus removal in domestic wastewater using anaerobic fixed beds packed with iron contactors. *Water Science and Technology* 41: 241-244
- Collins AG, Theis TL, Kilambi S, He L, Pavlostathis SG (1998) Anaerobic treatment of low-strength domestic wastewater using an anaerobic expanded bed reactor. *Journal of Environmental Engineering* 124: 652-659
- Collivignarelli C, Urbini G, Farneti A, Bassetti A, Barbaresi U (1990) Anaerobic-aerobic treatment of municipal wastewaters with full-scale upflow anaerobic sludge blanket and attached biofilm reactors. *Water Science and Technology* 22: 475-482
- Collivignarelli C, Urbini G, Farneti A, Bassetti A, Barbaresi U (1991) Economic removal of organic and nutrient substances from municipal wastewaters with full-scale U.A.S.B. fluidized- and fixed-bed reactors. *Water Science and Technology* 24: 89-95
- Cullimore DR, Viraraghavan T (1994) Microbiological aspects of anaerobic filter treatment of septic tanks effluent at low temperatures. *Environmental Technology* 15: 165-173
- Dague RR, Banik GC, Ellis TG (1998) Anaerobic sequencing batch reactor treatment of dilute wastewater at psychrophilic temperatures. *Water Environment Research* 70: 155-160
- Dall-Baumann L, Ilias S, Govind R (1990) Analysis of hollow fiber bioreactor wastewater treatment. *Biotechnology and Bioengineering* 35: 837-842
- De Baere L (2000) Anaerobic digestion of solid waste: State-of-the-art. *Water Science and Technology* 41: 283-290
- de Man AWA, van der Last ARM, Lettinga G (1988) The use of EGSB and UASB anaerobic systems for low strength soluble and complex wastewaters at temperatures ranging from 8 to 30°. In: Hall ER, Hobson PN (eds) *In Anaerobic Dig., Proc. Int. Symp.* Pergamon, Oxford, UK. pp 197-209.
- de Sousa JT, Foresti E (1996) Domestic sewage treatment in an upflow anaerobic sludge blanket-sequencing batch reactor system. *Water Science and Technology* 33: 73-84
- Deshpande VP, Kaul SN (1991) Utilization, treatment and disposal of sewage - a review. *Asian Environ* 13: 20-47
- Deshpande VP, Kaul SN, Deshpande CV (1990) Domestic sewage treatment using an anaerobic fixed film moving bed reactor. *Indian Journal of Environmental Protection* 10: 408-411
- DeWalle FB, Kennedy JC, Zeisig T, Seabloom R (1981) Treatment of domestic sewage with the anaerobic filter. *Anaerobic Filters: Energy Plus Wastewater Treat.* Argonne Natl. Lab, Tech. Rep., pp 143-157.

- Di Berardino S, Antunes S, Bergs M, Alegria A (1999) Pretreatment of domestic sewage by the modification of an existing Imhoff tank. In: Overend RP, Chornet E (eds) In Biomass, Proc. Biomass Conf. Am., 4th. Elsevier Science, Oxford, UK. pp 715-721.
- Draaijer H, Maas JAW, Schaapman JE, Khan A (1992) Performance of the 5 MLD UASB reactor for sewage treatment at Kanpur, India. *Water Science and Technology* 25: 123-133
- Driessen W, Yspeert P (19??) Anaerobic treatment of low, medium and high strength effluent in the agroindustry. *Water Science and Technology* 40: 221-228
- Droste RL, Guiot SR, Gorur SS, Kennedy KJ (1987) Treatment of domestic strength wastewater with anaerobic hybrid reactors. *Water Pollut Res J Can* 22: 474-490
- Elmitwalli TA, van Dun M, Bruning H, Zeeman G, Lettinga G (2000) The role of filter media in removing suspended and colloidal particles in an anaerobic reactor treating domestic sewage. *Bioresource Technology* Volu72: 235-723
- Elmitwalli TA, Zandvoort MH, Zeeman G, Bruning H, Lettinga G (1999) Low temperature treatment of domestic sewage in upflow anaerobic sludge blanket and anaerobic hybrid reactors. *Water Science and Technology* 39: 177-185
- Fakhru'l-Razi A (1994) Ultrafiltration membrane separation for anaerobic wastewater treatment. *Water Science and Technology* 30: 321-327
- Feilden NEH (1983) The theory and practice of anaerobic digestion reactor design. *Process Biochemistry* Oct?: 34-37
- Frankin RJ, Koevoets WAA, van Gils WMA, van der Pas A (1992) Application of the BIOBED upflow fluidized bed process for anaerobic wastewater treatment. *Water Science and Technology* 25: 373-382
- Frostell B (1977) Energy aspects of aerobic and anaerobic waste water treatment. IVL, Stockholm, pp 11 pp.
- Fukui M, Suh J-I, Urushigawa Y (2000) In situ substrates for sulfidogens and methanogens in municipal anaerobic sewage digesters with different levels of sulfate. *Water Research* 34: 1515-1524
- Gibson A, Maniocha M (1996) The use of magnesium hydroxide slurry for biological treatment of municipal and industrial wastewater. Anonymous. In Proc. - WEFTEC '96, Annu. Conf. Expo., 69th. Water Environment Federation, Alexandria, Va. USA. pp 455-462.
- Gnanadipathy A, Polprasert C (1993) Treatment of a domestic wastewater with UASB reactors. *Water Science and Technology* 27: 195-203
- Goi D, Pivato P, Colussi I, Dolcetti G (2000) Upflow anaerobic sludge bed (UASB) technology assay for AOX removal from mixed municipal-industrial wastewater. *Chemical and Biochemical Engineering Quarterly* 14: 63-67
- Goncalves R-F, de Araujo V-L, Chernicharo C-AL (1998) Association of a UASB reactor and a submerged aerated biofilter for domestic sewage treatment. *Water Science and Technology* 38: 189-195
- Goncalves RF, de AVL, Bof VS (1999) Combining upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors and submerged aerated biofilters for secondary domestic wastewater treatment. *Water Science and Technology* 40: 71-79
- Grasius MG, Iyengar L, Venkobachar C (1997) Anaerobic biotechnology for the treatment of wastewaters: a review. *J Sci Ind Res* 56: 385-397
- Grethlein HE (1978) Anaerobic digestion and membrane separation of domestic wastewater. *Journal - Water Pollution Control Federation* 50: 754-763
- Hammes F, Kalogo Y, Verstraete W (2000) Anaerobic digestion technologies for closing the domestic water, carbon and nutrient cycles. *Water Science and Technology* 41: 203-211
- Han Y, Dague R (1995) Laboratory studies on the temperature-phased anaerobic digestion of domestic wastewater sludge. Anonymous. In Proc. Water Environ. Fed. Annu. Conf. Expo., 68th. Water Environment Federation, Alexandria, Va. USA. pp 135-143.
- Harada H, Momono K, Yamazaki S, Takizawa S (1994) Application of anaerobic-UF membrane reactor for treatment of a wastewater containing high strength particulate organics. *Water Science and Technology* 30: 307-319
- Harendranath CS, Singh A, Sharma R (1998) UASB technology for sewage and industrial wastewater treatment. *J Ind Pollut Control* 14: 113-122



- Hayer C, Knoflacher H-M (1990) Application of the anaerobic fluidized bed reactor for the biological wastewater treatment at low temperatures. *Zeitschrift für Wasser- und Abwasser Forschung* 23: 106-113
- Hayer C, Knoflacher H-M (1990) Anwendung des anaeroben Fließbettreaktors in der biologischen Abwassereinigungen bei niedrigen Temperaturen. *Zeitschrift fuer Wasser- und Abwasser-Forschung* 23: 106-113
- Healy KD, Ellis TG (1998) Comparison of temperature-phased, two phase and single stage anaerobic codigestion of municipal solid waste and primary wastewater solids. In: Wilson TE (ed) *In Water Resour. Urban Environ.--98, Proc. Natl. Conf. Environ. Eng. American Society of Civil Engineers, Reston, Va. USA.* pp 500-505.
- Hsu T-C, Wang J-K, Chen S-S (1995) Application study of nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater by anaerobic-anoxic-aerobic activated sludge process. Anonymous. In *New Emerging Environ. Technol. Prod. Conf.: Wastewater Treat. Stormwater Collect., Proc. Water Environment Federation, Alexandria, Va. USA.* pp 15-25.
- Hutnan M, Drtil M, Mrafkova L, Derco J, Buday J (1999) Comparison of startup and anaerobic wastewater treatment in UASB, hybrid and baffled reactor. *Bioprocess Engineering* 21: 439-445
- Inamori Y, Sudo R, Goda T (1986) Domestic sewage treatment using an anaerobic biofilter with an aerobic biofilter. *Water Science and Technology* 18: 209-216
- Inamori Y, Takai T, Yamamoto Y, Katagai N, Sankai T, Hirata A (1996) Sludge production characteristics of small-scale wastewater treatment facilities using anaerobic/aerobic biofilm reactors. *Water Science and Technology* 34: 379-387
- Iyo T, Yoshino T, Tadokoro M, Ogawa T, Ohno S (1996) Advanced performance of small-scale domestic sewage treatment plants using anaerobic-aerobic filter systems with flow-equalization and recirculation. *Environmental Technology* 17: 1235-1243
- Iza J (1991) Fluidized bed reactors for anaerobic wastewater treatment. *Water Science and Technology* 24: 102-132
- Iza J, Colleran E, Paris JM, Wu W-M (1991) International workshop on anaerobic treatment technology for municipal and industrial wastewaters: summary paper. *Water Science and Technology* 24: 1-16
- Jeison D, Chamy R (1999) Comparison of the behaviour of expanded granular sludge bed (EGSB) and upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors in dilute and concentrated wastewater treatment. *Water Science and Technology* 40: 91-97
- Jewell WJ (1990) Fundamental and advances in expanded bed reactors for wastewater treatment. In: Tyagi RD, Vembu K (eds) *In Wastewater treatment by immobilized cells.* CRC Press Inc., Boca Raton, FL, USA. pp 223-252.
- Jewell WJ, Cummings RJ, Nock TD, Hicks EE, White TE (1995) Energy and biomass recovery from wastewater. Final report, December 1989 - December 1990. New York State Energy Research and Development Authority, Albany, NY, USA
- Jewell WJ, Isaacson R (1991) Wastewater treatment using combined anaerobic filtration and hydroponics. *Methane from Community Wastes.* Elsevier Science Publishers Ltd., Barking, UK, pp 37-52.
- Kalogo Y, Mbouche JH, Verstraete W (2001) Physical and biological performance of self-inoculated UASB reactor treating raw domestic sewage. *Journal of Environmental Engineering* 127: 179-183
- Kalogo Y, Rosillon F, Hammes F, Verstraete W (2000) Effect of a water extract of *Moringa oleifera* seeds on the hydrolytic microbial species diversity of a UASB reactor treating domestic wastewater. *Letters in Applied Microbiology* 31: 259-264
- Kalogo Y, Verstraete W (1999) Development of anaerobic sludge bed (ASB) reactor technologies for domestic wastewater treatment: motives and perspectives. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 15: 523-534
- Kalogo Y, Verstraete W (2000) Technical feasibility of the treatment of domestic wastewater by a CEPS-UASB system. *Environmental Technology* 21: 55-65
- Kalyuzhnyi SV, Gladchenko MA, Sklyar VI, Kurakova OV, Shcherbakov SS (2000) The UASB treatment of winery wastewater under submesophilic and psychrophilic conditions. *Environmental Technology* 21: 919-925
- Karlsson I (1996) Environmental and energy efficiency of different sewage treatment processes. *Water Science and Technology* 34: 203-211
- Kato MT, Field JA, Kleerebezem R, Lettinga G (1994) Treatment of low strength soluble wastewaters in UASB reactors. *Journal of Fermentation and Bioengineering* 77: 679-686

- Kato MT, Field JA, Lettinga G (1997) The anaerobic treatment of low strength wastewaters in UASB and EGSB reactors. *Water Science and Technology* 36: 375-382
- Kato MT, Field JA, Versteeg P, Lettinga G (1994) Feasibility of expanded granular sludge bed reactors for the anaerobic treatment of low strength soluble wastewaters. *Biotechnology and Bioengineering* 44: 469-479
- Kennedy KJ, Droste RL (1991) Anaerobic wastewater treatment in downflow stationary fixed film reactors. *Water Science and Technology* 24: 157-177
- Kent RJ, Scott AG (1985) Anaerobic filters for sewage treatment in small communities. Annual convention of the western Canada water and sewage conference, 37th (18-20 Sep 1985). , Winnipeg, Canada, pp 19-24.
- Kettunen RH, Hoilijoki TH, Rintala JA (1996) Anaerobic and sequential anaerobic-aerobic treatments of municipal landfill leachate at low temperatures. *Bioresource Technology* 58: 31-40
- Kettunen RH, Keskitalo P, Hoilijoki TH, Rintala JA (1999) Biological treatment for removal of organic material and ammonium from leachate at low temperatures. *Waste Management and Research* 17: 487-492
- Kettunen RH, Pulkkinen EM, Rintala JA (1996) Biological treatment at low temperatures of sulfur-rich phenols containing oil shale ash leachate. *Water Research* 30: 1395-1402
- Kettunen RH, Rintala JA (1997) The effect of low temperature (5-29 °C) and adaptation on the methanogenic activity of biomass. *Applied Microbiology and Biotechnology* 48: 570-576
- Kettunen RH, Rintala JA (1998) Performance of an on-site UASB reactor treating leachate at low temperature. *Water Research* 32: 537-546
- Khan AN (1987) Anaerobic attached growth systems for sewage treatment. *Asian Environ* 9: 38-42
- Kida K, Tanemura K, Ohno A, Sonoda Y (1991) Comparison of performance among four different processes for the anaerobic treatment of wastewater with low concentration of organic matter. *Environmental Technology* 12: 497-502
- Kida K, Tanemura K, Sonoda Y (1993) Evaluation of the anaerobic treatment of sewage below 20 degree C by novel processes. *Journal of Fermentation and Biotechnology* 76: 510-514
- Kobayashi HA, Stenström MK, Mah RA (1983) Treatment of low strength domestic wastewater using the anaerobic filter. *Water Research* 17: 903-909
- Koster IW, Lettinga G (1985) Application of the upflow anaerobic sludge bed (UASB) process for treatment of complex wastewaters at low temperatures. *Biotechnology and Bioengineering* 27: 1411-1417
- Langenhoff AAM, Intrachandra N, Stuckey D (2000) Treatment of dilute soluble and colloidal wastewater using an anaerobic baffled reactor. *Water Research* 34: 1307-1317
- Langenhoff AAM, Stuckey DC (2000) Treatment of dilute wastewater using an anaerobic baffled reactor: effect of low temperature. *Water Research* 34: 3867-3875
- Lazarova V, Manem J (2000) Innovative biofilm treatment technologies for water and wastewater treatment. In: Bryers JD (ed) *In Biofilms II*. Wiley-Liss, Inc, New York, N. Y. pp 159-206.
- Lettinga G (19??) Advanced anaerobic wastewater treatment in the near future. *Water Science and Technology* 35: 5-42
- Lettinga G (1994) Formation, stability and use of granular anaerobic sludge. *DECHEMA Monogr* 130: 81-98
- Lettinga G (1995) Anaerobic digestion and wastewater treatment systems. *Antonie Van Leeuwenhoek* 67: 3-28
- Lettinga G, de Man A, van der Last ARM, Wiegant W, van Knippenberg K, Frijns J, van Buuren JCL (1993) Anaerobic treatment of domestic sewage and wastewater. *Water Science and Technology* 27: 67-73
- Lettinga G, Hulshoff Pol W (1991) UASB processes design for various types of wastewaters. *Water Science and Technology* 24: 87-107
- Lettinga G, Rebac S, Parshina S, Nozhevnikova A, van Lier JB, Stams AJM (1999) High-rate anaerobic treatment of wastewater at low temperatures. *Appl Environ Microbiol* 65: 1696-1702
- Lettinga G, Rebac S, van Lier J, Zeman G (1999) The potentials of sub-mesophilic and/or psychrophilic anaerobic treatment of low strength wastewaters. In: Margesin R, Schinner F (eds) *In Biotechnol. Appl. Cold-Adapted Org.* Springer, Berlin, Germany. pp 221-234.

- Lettinga G, Roersma R, Grin P (1983) Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperatures using a granular bed UASB reactor. *Biotechnology and Bioengineering* 25: 1701-1723
- Lim S-J, Choi DW, Lee WG, Kwon S, Chang HN (2000) Volatile fatty acids production from food wastes and its application to biological nutrient removal. *Bioprocess Engineering* 22: 543-545
- Maaskant W, Magelhaes C, Maas J, Onstwedder H (1991) The upflow anaerobic sludge blanket (UASB) process for the treatment of sewage. In: Nath B (ed) *In Proc. Int. Conf. Environ. Pollut. Inderscience Enterprises, Geneva, Switz.* pp 647-653.
- Machdar I, Sekiguchi Y, Sumino H, Ohashi A, Harada H (2000) Combination of a UASB reactor and a curtain type DHS (downflow hanging sponge) reactor as a cost-effective sewage treatment system for developing countries. *Water Science and Technology* 42: 83-88
- Maragno ALFC, Campos JR (1992) Treatment of wastewater with low concentration of organics using an anaerobic fluidized bed reactor. *Water Science and Technology* 25: 179-191
- Masse DI, Droste RL (2000) Comprehensive model of anaerobic digestion of swine manure slurry in a sequencing batch reactor. *Water Research* 34: 3087-3106
- Massé DI, Droste RL (1997) Microbial interaction during the anaerobic treatment of swine manure slurry in a sequencing batch reactor. *Canadian Journal of Agricultural Engineering* 39: 35-41
- Matsushige K, Inamori Y, Mizuochi M, Hosomi M, Sudo R (1990) The effects of temperature on anaerobic filter treatment for low-strength organic waste. *Environmental Technology* 11: 899-910
- Maunoir S, Philip H, Rambaud A (1990) Stimulation of psychrophilic methanation with a septic tank biological activator. *Water Research* 24: 195-205
- Maunoir S, Philip H, Rambaud A, Philippi LS (1990) Stimulation of the psychrophilic anaerobic digestion of cellulose by a septic tank biological activator. *Environmental Technology* 11: 625-634
- McCarty PL, Smith DP (1986) Anaerobic wastewater treatment. *Environmental Science and Technology* 20: 1200-1206
- Meher KK, Murthy MVS, Gollakota KG (1994) Psychrophilic anaerobic digestion of human waste. *Bioresource Technology* 50: 103-106
- Mergaert K, Vanderhaegen B, Verstraete W (1992) Applicability and trends of anaerobic pre-treatment of municipal wastewater. *Water Research* 26: 1025-1033
- Metcalf ?, Eddy ? (1991) *Wastewater Engineering - Treatment, Disposal, Reuse.*
- Monroy O, Fama G, Meraz M, Montoya L, Macarie H (2000) Anaerobic digestion for wastewater treatment in Mexico: State of the technology. *Water Research* 34: 1803-1816
- Mueller J, Lehne G, Schwedes J, Battenberg S, Naveke R, Kopp J, Dichtl N, Scheminski A, Krull R, Hempel DC (1998) Disintegration of sewage sludges and influence on anaerobic digestion. *Water Science and Technology* 38: 425-433
- Nahle C (1991) Tge contact process for the anaerobic treatment of wastewater: technology, design and experiences. *Water Science and Technology* 24: 179-191
- Narayanan B, Suidan MT, Gelderloos AB, Brenner RC (1995) Anaerobic treatment of volatile and semivolatile organic compounds in municipal wastewater. *Water Environment Research* 67: 46-56
- Ndon UJ, Dague RR (1995) Low temperature treatment of dilute wastewaters using the anaerobic sequencing batch reactor. *Proceedings - Industrial Waste Conference* 563-580
- Ndon UJ, Dague RR (1997) Ambient temperature treatment of low strength wastewater using anaerobic sequencing batch reactor. *Biotechnology Letters* 19: 319-323
- Ndon UJ, Dauge RR (1997) Effect of temperature and hydraulic retention time on anaerobic sequencing batch reactor treatment of low-strength wastewater. *Water Research* 31: 2455-2466
- Noyola A, Capdeville B, Roques H (1988) Anaerobic treatment of domestic sewage with a rotating-stationary fixed-film reactor. *Water Research* 22: 1585-1592
- Nozhevnikova AN, Kotsyurbenko OR, Parshina SN (1999) Anaerobic manure treatment under extreme temperature conditions. *Water Science and Technology* 40: 215-221
- Nozhevnikova AN, Rebak S, Kotsyurbenko OR, Parshina SN, Holliger C, Lettinga G (2000) Anaerobic production and degradation of volatile fatty acids in low temperature environments. *Water Science and Technology* 41: 39-46
- Oleszkiewicz JA, Koziarski S (1982) Low temperature anaerobic biofiltration in upflow reactors. *Journal - Water Pollution Control Federation* 54: 1465-1471

- Omil F, Bakker CD, Hulshoff Pol LW, Lettinga G (1997) Effect of pH and low temperature shocks on the competition between sulfate reducing bacteria and methane producing bacteria in UASB reactors. *Environmental Technology* 18: 255-264
- Ostergaard N (1985) Biogasproduktion ved lave temperaturer. Interimsrapport angaaende opformering og aktivitetstet af anaerobe psychrofile bakterier. Teknologisk Inst., Taastrup, Denmark
- Owen WF, Stuckey DC, Healy JB, Young Jr LY, McCarthy PL (1979) Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. *Water Research* 13: 485-492
- Pathe PP, Nandy T, Kaul SN (1988) Package wastewater treatment (anaerobic) for domestic sewage. *Indian Journal of Environmental Protection* 8: 197-203
- Pavan P, Battistoni P, Traverso P, Musacco A, Cecchi F (1998) Effect of addition of anaerobic fermented OFMSW (organic fraction of municipal solid waste) on biological nutrient removal (BNR) process. Preliminary results. *Water Science and Technology* 38: 327-334
- Penetra RG, Reali MAP, Foresti E, Campos JR (1999) Post-treatment of effluents from anaerobic reactor treating domestic sewage by dissolved-air flotation. *Water Science and Technology* 40: 137-143
- Pillay VL, Townsend B, Buckley CA (1994) Improving the performance of anaerobic digesters at wastewater treatment works: the coupled cross-flow microfiltration/digester process. *Water Science and Technology* 30:
- Pipyn P, Valcke D, Defour D (1995) Full scale anaerobic and subsequent aerobic treatment of a brewery wastewater at low temperature. In: Ross CC (ed) *In Int. Symp. Agric. Food Process. Wastes, Proc., 7th. Am.Soc. Agri. Eng., St.Joseph, Mich, USA.* pp 44-52.
- Pretorius WA, Ballay D (1994) pH-controlled feed-on-demand for high-rate anaerobic systems. *Water Science and Technology* 30: 1-8
- Rebac S, Gerbens S, Lens P, van Lier JB, Stams AJM, Keesman KJ, Lettinga G (1999) Kinetics of fatty acid degradation by psychrophilically grown anaerobic granular sludge. *Bioresource Technology* 69: 241-248
- Rebac S, Ruskova J, Gerbens S, van Lier JB, Stams AJM, Lettinga G (1995) High-rate anaerobic treatment of wastewater under psychrophilic conditions. *Journal of Fermentation and Bioengineering* 80: 499-506
- Rebac S, van Lier JB, Janssen MGJ, Dekkers F, Swinkels K-TM, Lettinga G (1997) High-rate anaerobic treatment of malting waste water in a pilot-scale EGSB system under psychrophilic conditions. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 68: 135-146
- Rebac S, van Lier JB, Lens P, Stams AJM, Dekkers F, Swinkels K-TM, Lettinga G (1999) Psychrophilic anaerobic treatment of low strength wastewaters. *Water Science and Technology* 39: 203-210
- Rebac S, van Lier JB, Lens P, van Cappellen J, Vermeulen M, Stams AJM, Dekkers F, Swinkels K-TM, Lettinga G (1998) Psychrophilic (6-15°C) High-Rate Anaerobic Treatment of Malting Wastewater in a Two-Module Expanded Granular Sludge Bed System. *Biotechnology Progress* 14: 856-864
- Rebac S, Visser A, Gerbens S, van Lier JB, Stams AJM, Lettinga G (1996) The effect of sulfate on propionate and butyrate degradation in a psychrophilic anaerobic expanded granular sludge bed (EGSB) reactor. *Environmental Technology* 17: 997-1005
- Rockey JS, Forster CF (1982) The use of an anaerobic expanded bed reactor for the treatment of domestic sewage. *Environmental Technology Letters* 3: 487-496
- Rosenwinkel K-H, Hinrichs W, Gigerl T (1998) Experience with full-scale plants for phosphorus and nitrogen removal in Germany and comparison of their sludge and energy balances. Anonymous. In *Proc. - Jpn.-Ger. Workshop Waste Water Sludge Treat., 7th. Public Works Research Institute, Water Quality Control Dep., Tsukuba, Japan.* pp 353-375.
- Ruiz I, Soto M, Veiga MC, Ligerio P, Vega A, Blazquez R (1998) Performance of and biomass characterization in a UASB reactor treating domestic waste water at ambient temperature. *Water SA* 24: 215-222
- Ruiz I, Soto M, Veiga MC, Ligerio P, Vega A, Blazquez R (1998) Performance of and biomass characterisation in a UASB reactor treating domestic waste water at ambient temperature. *Water S A Pretoria* 24: 215-222
- Rustrian E, Delgenes JP, Bernet N, Moletta R (1998) Simultaneous removal of carbon, nitrogen and phosphorus from wastewater by coupling two-step anaerobic digestion with a

- sequencing batch reactor. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 73: 421-431
- Safley Jr LM, Westerman PW (1992) Performance of a low temperature lagoon digester. *Bioresource Technology* 41: 167-175
- Sanchez E, Roque-Malherbe R (1987) Zeolite as support material in anaerobic wastewater treatment. *Biotechnology Letters* 9: 671-672
- Sanz I, Fdz-Polanco F (1990) Low temperature treatment of municipal sewage in anaerobic fluidized bed reactors. *Water Research* 24: 463-469
- Sanz I, Fernandez-Polanco F (1989) Anaerobic treatment of municipal sewage in UASB and AFBR reactors. *Environmental Technology Letters* 10: 453-462
- Sayed SKI, Fergala MAA (1995) Two-stage UASB concept for treatment of domestic sewage including sludge stabilization process. *Water Science and Technology* 32: 55-63
- Schellinkout ?, Collazos ? (1992) Full-scale application of the UASB technology for sewage treatment. *Water Science and Technology* 25: 159-166
- Schur F, Bhend D, Bucher AJ, Wetzel E (1995) Experience with a new installation for anaerobic treatment of sewage. *Proc Congr - Eur Brew Conv 25th*: 741-750
- Seghezzi L, Zeeman G, van Lier JB, Hamelers HVM, Lettinga G (1998) A review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. *Bioresource Technology* 65: 175-190
- Singh KS, Viraraghavan T (1998) Start-up and operation of UASB reactors at 20 degree C for municipal wastewater treatment. *Journal of Fermentation and Bioengineering* 85: 609-614
- Singh K-S, Viraraghavan T (1999) Municipal wastewater treatment by UASB process: start-up at 20°C and operation at mesophilic and psychrophilic temperatures. Anonymous. In *WEFTEC '99, Annu. Conf. Expo., 72nd. Water Environment Federation, Alexandria, Va., USA. pp 1604-1614.*
- Singh K-S, Viraraghavan T (2000) Performance of UASB reactors at 6 to 32.degree.C in municipal wastewater treatment. *Water Qual Res J Can* 35: 113-124
- Soto M, Ligerio P, Vega A, Ruiz I, Veiga MC, Blazquez R (1997) Sludge granulation in UASB digesters treating low strength wastewaters at mesophilic and psychrophilic temperatures. *Environmental Technology* 18: 1133-1141
- Souza ME (1986) Criteria for the utilization, design and operation of UASB reactors. *Water Science and Technology* 18: 55-69
- Spendler FH (1987) Psykrofile biofilmreaktorer til anaerob adraadning. *Teknologisk Inst., Taastrup, Denmark*
- Stern SA, Krishnakumar B, Charati SG, Amato WS, Friedman AA, Fuess DJ (1998) Performance of a bench-scale membrane pilot plant for the upgrading of biogas in a wastewater treatment plant. *Journal of Membrane Science* 151: 63-74
- Stover EL, Gonzalez R (1989) Low-temperature kinetics of anaerobic fixed film reactors. *Proceedings - Industrial Waste Conference Volu*: 339-352
- Sundararajan R, Jayanthi S, Elango R (1997) Anaerobic digestion of organic fractions of municipal solid waste and domestic sewage of Coimbatore. *Indian Journal of Environmental Health* 39: 193-196
- Sundararajan R, Jayanthi S, Suganthi SK (1999) Kinetic analysis on anaerobic biodegradability of source-sorted organic fractions of municipal solid waste and domestic sewage. *Indian Journal of Environmental Protection* 19: 106-109
- Tang NH, Torres CL, Speece RE (1995) Treatment of low strength domestic wastewater by using upflow anaerobic sludge blanket process. *Proceedings - Industrial Waste Conference Volu50th*: 437-448
- Theis TL, Alderman BJ, Collins AG (1994) Optimization studies of anaerobic expanded bed reactor pretreatment of domestic wastewater. In: Ryan JN, ; Edwards M (eds) *In Crit. Issues Water Wastewater Treat.Proc. Natl. Conf. Environ. Eng. American Society of Civil Engineers, New York, N. Y. pp 289-296.*
- Ubay G (1997) Treatment of domestic wastewaters using a pilot-scale upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Fresenius Environmental Bulletin* 6: 202-207
- Uemura S, Harada H (2000) Treatment of sewage by a UASB reactor under moderate to low temperature conditions. *Bioresource Technology* 72: 275-723
- van der Last ARM, Lettinga G (1992) Anaerobic treatment of domestic sewage under moderate climatic (Dutch) conditions using upflow reactors at increased superficial velocities. *Water Science and Technology* 25: 167-178
- van Lier JB, Rebac S, Lens P, van Bijnen F, Oude Elferink SJWH, Stams AJM, Lettinga G (1997) Anaerobic treatment of partly acidified wastewater in a two-stage expanded

- granular sludge bed (EGSB) system at 8°C. *Water Science and Technology* 36: 317-324
- van Lier JB, Rebac S, Lettinga G (1997) High-rate anaerobic wastewater treatment under psychrophilic and thermophilic conditions. *Water Science and Technology* 35: 199-206
- van Starckenburg W (1997) Anaerobic treatment of wastewater: state of the art. *Microbiology* 66: 588-596
- Vartak D-R (1997) Psychrophilic anaerobic treatment of dairy wastewater in attached-film packed bed reactors (manure). Psychrophilic anaerobic treatment of dairy wastewater in attached-film packed bed reactors (manure). Texas A and M Univ., Collage Station, TX, USA, pp 96 pp.
- Vartak DR, Engler CR, McFarland MJ, Ricke SC (1996) Performance of media types in psychrophilic anaerobic treatment of dairy wastewater in attached film packed bed reactors. *Bioenergy '96, Proc. Natl. Bioenergy Conf., 7th. Tennessee Valley Authority, Muscle Shoals, Ala., pp 1039-1045.*
- Vartak DR, Engler CR, McFarland MJ, Ricke SC (1997) Attached-film media performance in psychrophilic anaerobic treatment of dairy cattle wastewater. *Bioresource Technology* 62: 79-84
- Verstraete W, de Beer D, Pena M, Lettinga G, Lens P (1996) Anaerobic bioprocessing of organic wastes. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 12: 221-238
- Vieira SMM, Garcia Jr AD (1992) Sewage treatment by UASB reactor. Operation results and recommendation for design and utilisation. *Water Science and Technology* 25: 143-157
- Viraraghavan T (1986) Temperature Effects on onsite wastewater treatment and disposal system. *Journal of Environmental Health* 48: 10-13
- Viraraghavan T, Kent RJ (1986) Septic tank effluent treatment using an anaerobic filter. *Canadian Journal of Public Health Revue Canadienne de Sante Publique/Can J Public Health* 77: 51-54
- Viraraghavan T, Kikkeri SR (1990) Anaerobic filter treatment of dairy wastewater at low temperatures. *Proceedings - Industrial Waste Conference* 199-208
- Viraraghavan T, Landine RC, Pyke SR (1989) Anaerobic filters for municipal wastewater treatment. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 46: 71-76
- Viraraghavan T, Varadarajan R (1996) Low-temperature kinetics of anaerobic-filter wastewater treatment. *Bioresource Technology* 57: 165-171
- Weiland P, Rozzi A (1991) The start-up, operation and monitoring of high-rate anaerobic treatment systems: Discusser's report. *Water Science and Technology* 24: 257-277
- Wellinger A, Sutter K (1989) Biogas production at low temperatures. *Energy Biomass Wastes* 12: 983-1000
- Wen C, Huang X, Qian Y (1999) Domestic wastewater treatment using an anaerobic bioreactor coupled with membrane filtration. *Process Biochemistry* 35: 335-340
- Ydstebøe L, Bilstad T, Barnard J (2000) Experience with Biological Nutrient Removal at Low Temperatures. *Water Environment Research* 72: 444-454
- Yu J, Ji M, Yue PL (1999) A three-phase fluidized bed reactor in the combined anaerobic/aerobic treatment of wastewater. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 74: 619-626
- Zaiat M, Passig FH, Foresti E (2000) Treatment of domestic sewage in horizontal-flow anaerobic immobilized biomass (HAIB) reactor. *Environmental Technology* 21: 1139-1145
- Zeeman G, Lettinga G (1999) The role of anaerobic digestion of domestic sewage in closing the water and nutrient cycle at community level. *Water Science and Technology* 39: 187-194
- Zeeman G, Sanders WTM, Wang KY, Lettinga G (1997) Attached-film media performance in psychrophilic anaerobic treatment of dairy cattle wastewater. *Bioresource Technology* 62: 79-84
- Zellner G, Diekmann H, Austermann-Haun U, Baumgarten G, Seyfried C-F (1993) Biofilm formation on polypropylene during start-up of anaerobic fixed-bed reactors. *Biofouling* 6: 345-361

## Sammanställd data (Bilaga 2)



littab1.xls



**Projekt Hammarby Sjöstad**  
**Anaerob behandling av avloppsvatten**  
**Förstudie-Processrapport**

**Lund 2001-06-08**

Ett projekt utfört på uppdrag av Stockholm Vatten  
AB

Lars-Erik Olsson, Anox AB  
Åke Nordberg, JTI  
Mats Edström, JTI  
Daniel Hellström, Stockholm Vatten



Förord.....	4
Sammanfattning.....	5
Inledning .....	6
Inkommande avloppsvatten.....	7
Försedimentering med flockning.....	7
Behandlingslinje 1 .....	8
Anaerob behandling .....	8
Kväveavskiljning.....	9
Flockning och fällning.....	10
Flotation .....	10
Slamförtjockare.....	10
Rötkammare.....	10
Avvattning.....	11
Behandlat vatten .....	11
Beskrivning behandlingslinje 2.....	12
Anaerob behandling .....	12
Kväveåtervinning.....	13
Slamförtjockare.....	13
Rötkammare.....	13
Behandlat vatten .....	14
Instrumentering.....	14
Maskinspecifikation.....	15
Gemensam utrustning .....	15
Utrustning för behandlingslinje 1.....	15
Utrustning för behandlingslinje 2.....	18
Gemensam utrustning för slambehandling .....	19
Instrument.....	20
Kostnad för behandlingslinje 1-2.....	21
Investeringskostnad .....	21
Driftskostnad.....	21
Behandlingslinje för svartvatten .....	22
Inledning.....	22
Direkt rötning.....	22

Anaerob behandling .....	22
Behandlat vatten .....	24
Kostnadsbedömning.....	24

## Förord

Med litteraturstudien som grund och rättesnöre har föreliggande processrapport gjorts. Den redovisar de processlinjer som anaeroba gruppen föreslår för projektet ”Hammarby Sjöstad” på uppdrag av Stockholm Vatten AB. Rapporten ingår som en del i den förstudie som görs inför installationen av ett lokalt reningsverk för Hammarby Sjöstad i Stockholm.

Processrapporten har gjorts i maj-juni 2001. Lars-Erik Olsson, Thomas Welander och Claes Sjölin på Anox AB har ansvarat för processrapportens innehåll och framtagande. Åke Nordberg och Mats Edström, JTI och Daniel Hellström, Stockholm Vatten AB har medverkat med litteraturstudie, karaktärisering, idéer, tips och kommit med kommentarer och synpunkter på rapportens utformning. Vidare har Jan Wessberg J&W medverkat vid membrandiskussioner, Malte Lönegård VAI VA-projekt och Mille Örnmark Vattenkvalité AB har hjälpt till med ekonomiska kalkyler och med kunskap om indunstning och membranbehandling.

Lund i juni 2001

## Sammanfattning

Med uppsatta målsättningar och litteraturstudien som utgångspunkt har två förslag till anaeroba behandlingslinjer för avloppsvattnet från Hammarby Sjöstad tagits fram. De framtagna processlinjerna har olika utgångspunkt när det gäller kväveavskiljning. Ena linjen avskiljer kväve medan den andra återvinner kväve.

Litteraturstudien och processframtagningen har framför allt inriktats på den anaeroba behandlingen av kommunala avloppsvatten. När det gäller den vidare behandlingen efter biologin har inte någon optimering eftersträfvats. Däremot har stor ansträngning lagts ner för att få fram så mycket fakta som möjligt om anaerob behandling av kommunala avlopp och gärna i kombination med membran.

Behandlingslinjerna är dimensionerade för 150 personekvivalenter var, där det förutsätts att vattenförbrukningen ligger mellan 100-200 liter per person och dygn. Normalavloppsvattnet från Hammarby Sjöstad förutsätts också innehålla matavfall från avfallskvarnar från ca 10% av hushållen.

Linje 1 innehåller två anaeroba reaktorer enligt EGSB förfarandet kompletterade med biologisk nitrifikation-denitrifikation. Efterbehandling i form av kemisk fällning och slambehandling med förtjockning och rötning.

Linje 2 innehåller anaerob behandling med fluidiserad bädd i serie med totalomblandad reaktor med membran för slamavskiljning. För kväve- och fosforåtervinning används indunstare men även membran bör testas.

Temperaturfaktorn är den viktigaste parametern under testerna och frågan är om uppvärmning behöver ske. Båda linjerna kommer att vara utrustade med möjlighet till uppvärmning och olika temperaturer kommer att testas.

Båda behandlingslinjerna beräknas klara kraven på behandlat avloppsvatten med avseende på kväve och fosfor. Endast linje 2 klarar kravet på kväveåtervinning.

Kostnaden för en anläggning innehållande båda behandlingslinjerna med gemensam förbehandling och slambehandling är ca 4 miljoner SEK. Instrumenteringen är relativt avancerad med bl.a. on-line mätning av TOC, kväve och fosfor. Driftskostnaden för linje 1 uppskattas till 1,5 SEK/m<sup>3</sup> avloppsvatten och för linje 2 blir kostnaden drygt 7 SEK/m<sup>3</sup> om indunstning används.

Investeringskostnaden för fullskaleanläggningar enligt linje 1 och 2 beräknas till 30 respektive 50 miljoner SEK och med driftskostnader något lägre än ovan angivna.

För behandling av svartvatten har en processlinje för 30 personekvivalenter tagits fram. Här förutsätts en vattenförbrukning mellan 7-25 liter per person och dygn. Denna behandlingslinje bygger också på anaerob behandling med vissa valmöjligheter för kväveåtervinning. Kostnaden för en försöksanläggning för behandling av svartvatten från 30 personekvivalenter beräknas till 900 000 kronor.

## Inledning

Inom projektet Hammarby Sjöstad ska tre försöksanläggningar för behandling av avloppsvattnet installeras på Henriksdals reningsverk. Förutsättningarna för försöksanläggningarna är att totalt ska avloppsvatten från 1 000 person-ekvivalenter behandlas. Uppdelat på tre grupper blir det drygt 300 personekvivalenter per grupp. Ett antal målsättningar för projektet ska tas med i bilden vid design och dimensionering av försöksanläggningarna:

- ? Vattenförbrukningen ska minska med först 50 sedan 60%
- ? 95% av fosfor och 70% av kvävet ska kunna återföras till jordbruket
- ? En LCA ska avgöra lämpligheten av att återföra kväve till jordbruket ur energi- och emissionssynpunkt
- ? Även återföring av svavel och kalium till jordbruket är av intresse
- ? Innehållet av tungmetaller och andra skadliga ämnen ska minska med 50% i avloppsvattnet
- ? Kvävehalten och fosforhalten ska ej överstiga 0,6 mg/l respektive 0,15 mg/l i det behandlade avloppsvattnet

Med ovan angivna målsättningar för ögonen och med litteraturstudien som utgångspunkt ska två anaeroba behandlingslinjer för avloppsvattnet från Hammarby Sjöstad tas fram. De framtagna processlinjerna kommer att ha olika utgångspunkt när det gäller kväveavskiljning. Ena linjen tar bara bort kväve medan den andra återvinner kväve. Då kan en kostnadsjämförelse göras baserat på investering och drift.

Processframtagningen kommer att inriktats på den anaeroba behandlingen av kommunala avloppsvatten. När det gäller den vidare behandlingen efter biologin kommer inte någon optimering att eftersträvas. Däremot läggs stor ansträngning ner för att få fram så mycket fakta som möjligt om anaerob behandling av kommunala avlopp och gärna i kombination med membran.

Behandlingslinjerna dimensioneras för 150 personekvivalenter var, där det förutsätts att vattenförbrukningen ligger mellan 100-200 liter per person och dygn. Normalavloppsvattnet från Hammarby Sjöstad förutsätts också innehålla matavfall från avfallskvarnar från ca 10% av hushållen. Försökslinjerna ska kunna behandla avloppsvatten med större andel matavfall från kökskvarnar. Det ska gå att köra den anaeroba behandlingen i linje 1 följt av efterbehandling i linje 2 och tvärt om. Alltså linjerna ska vara flexibla.

En kostnadsuppskattning för de båda behandlingslinjerna presenteras också.

För behandling av svartvatten presenteras en processlinje för 30 personekvivalenter. Här förutsätts en vattenförbrukning mellan 7-25 liter per person och dygn. Denna behandlingslinje bygger också på anaerob behandling. Också här görs en kostnadsuppskattning.

## Inkommande avloppsvatten

Den båda processlinjerna ska tillsammans kunna behandla upp mot 2,5 m<sup>3</sup> avloppsvatten per timme, vilket motsvarar 300 pe med en vattenförbrukning av 200 liter per person och dygn. Till varje linje ska sedan avloppsvatten från 150 pe fördelas. Det innebär att flödet ska kunna varieras mellan 0,6 och 1,3 m<sup>3</sup>/h på varje linje.

150-200 personekvivalenter är en bra storlek när det gäller att utvärdera en process. Reaktorer och andra processteg blir av lämplig storlek där väggeffekter är små men där fördelningsproblem mm kan utvärderas. Det ger också i fallet Hammarby Sjöstad en enkel skalfaktor 1:100 mot fullskalebehandlingen. De olika kombinationer av avloppsvatten som kan behandlas i anläggningen beskrivs i rapporten om karaktärisering av avloppsvattnet.

De båda processlinjerna beskrivs med blockschemor och materialbalanser i bilaga 1-4.

## Försedimentering med flockning

Från den bufferttank dit avloppsvattnet leds från Hammarby Sjöstad, pumpas lämplig mängd vatten till en sedimenteringstank med en flockningsvolym i mitten. Uppehållstiden i flockningsvolymen är 5-10 minuter beroende på flödet.

Sedimenteringsytan är ca 2 m<sup>2</sup>, vilket innebär en belastning på 0,6-1,3 m/h beroende på avloppsflöde. Eftersom det är viktigt med en bra avskiljning av suspenderat material finns möjlighet att dosera ett flockningsmedel precis före flockningsvolymen. Flockningsvolymen är försedd med en långsamgående omrörare. Det är tänkt att olika flockningsmedel ska kunna användas bl.a. stärkelsebaserade polymerer. Från sedimenteringstanken kan sedan vald mängd avloppsvatten köras till respektive behandlingslinje. Fördelning sker med ventiler och flödet till respektive linje kan mätas. Det finns också möjlighet till bräddning om inte allt vatten utnyttjas.

Avskiljt slam från försedimenteringen pumpas till förtjockare och rötkammare.

I fullskaleapplikationen kan det vara fördelaktigt att använda flotation i stället för sedimentering. En effektivare avskiljning och även ett tjockare slam erhålls. Med en modern flotation kan en belastning på 10 m/h hållas vilket innebär en yta på 10-15 m<sup>2</sup> i fullskala.

# Behandlingslinje 1

## Anaerob behandling

Från försedimentering pumpas avloppsvattnet till den första anaeroba reaktorn med en volym på 3 m<sup>3</sup>. Reaktorn är av typen EGSB, vilket innebär att i reaktorn finns granulerat slam som expanderas med ett uppåtgående flöde (Expanded Granular Sludge Blanket). Reaktorn är därför försedd med en cirkulationspump för att lämpligt flöde på ca 6-8 m/h, ska kunna hållas genom reaktorn.

COD belastningen blir ca 4 kg/m<sup>3</sup> reaktorvolym och dygn. Uppehållstiden kommer att ligga runt 3 timmar i varje anaerob reaktor. En COD reduktion på ca 30% kan förväntas. Fördelarna med den här typen av reaktor är att kontaktytan mellan mikroorganismer och föroreningar är stor, vidare kan en hög slamhalt hållas och det behövs ingen yttre slamseparation med återföring av slam. Eftersom slamhalten är hög och vanligtvis de metanogena mikroorganismerna bildas inne i mitten av granuloflockarna erhålls ett slam som är mindre känsligt för toxiska ämnen och andra störningar. Det finns möjlighet att ta ut slam från reaktorn vid behov.

Från den första anaeroba reaktorn leds vattnet vidare till en identisk, andra reaktor. Det har visat sig att två reaktorer i serie fungerar bättre än en stor reaktor. Den anaeroba nedbrytningen delas automatiskt upp så att hydrolys och syrabildning till största delen sker i första reaktorn medan metanbildningen sker i andra reaktorn.

COD belastningen blir ca 3 kg COD/m<sup>3</sup> reaktor och dygn i andra steget. COD- och BOD reduktionerna förväntas bli 55-60% respektive 75-80% över de två reaktorerna. Gasproduktionen blir maximalt 2 Nm<sup>3</sup> metan per dygn vid en belastning från 150 pe. Eftersom relationen avloppsvatten till bildad gas är hög när tunna kommunala avloppsvatten behandlas kommer en stor del av biogasen att lösas i avloppsvattnet. Vid låg vattenförbrukning då ca 15 m<sup>3</sup> avloppsvatten behandlas kommer största delen av koldioxiden och svavelvätet att lösas i vattnet medan ca 15% av metangasen löses. Vid dubbelt avloppsflöde kommer också nästan all koldioxid och svavelväte att lösas medan 30% av metangasen löses i avloppsvattnet. Detta innebär att metanhalten blir hög i biogasen liksom att innehållet av kvävgas blir märkbart på grund av dess låga löslighet.

Vid anaerob behandling av avloppsvatten är temperaturen en av de viktigaste parametrarna. Optimal temperatur är 37 och 55°C för mesofiler respektive termofiler. Vid temperaturer runt 20°C är det psykrotrofer som har sitt optimum. Vid temperaturer under 10-12°C är aktiviteten väldigt låg hos psykrotroferna. För att kunna utvärdera temperaturens betydelse vid försökskörningarna bör den kunna höjas till över 15°C. För att höja temperaturen i avloppsvattnet 10°C krävs 0,5 kW/m<sup>3</sup>. Den bildade biogasen räcker bara att höja temperaturen ca 1°C vid alternativet när vattenförbrukningen är 100 liter/person och 10% har avfallskvarnar. I fullskala med flöde 100 m<sup>3</sup>/h skulle energiåtgången bli 28 000 kWh/d för att höja

temperaturen 10°C. Det skulle vara möjligt att utnyttja värmepumpar för att få ut energi från Henriksdals avloppet.

Pilotanläggningen kommer att vara utrustad med möjlighet till uppvärmning av avloppsvattnet med värmeväxlare och värmepatroner i reaktorerna.

En stor fördel med anaerob nedbrytning av avloppsvatten är den låga slamproduktionen. Det bildas endast 0,05-0,1 kg SS/kg COD reducerad, vilket betyder att ca 0,02-0,04 kg SS produceras/m<sup>3</sup> avloppsvatten vid den anaeroba behandlingen.

De två anaeroba EGSB reaktorerna kommer att ympas med ett granulerat slam och sedan kommer den vidare granuleringen att studeras under drift. Tillsats av en viss mängd sand underlättar bildningen av granuler. För att få en expanderad bädd krävs som nämnts ett flöde på 6-8 m/h genom reaktorerna. En cirkulationspump med varierbart flöde kan vid behov användas för att hålla detta flöde. De två reaktorerna har en diameter på ca 0,8 m och en vätskehöjd på 6 m. Detta ger en vätskevolym på 3 m<sup>3</sup>. Det krävs då ett flöde genom reaktorerna på 3-4 m<sup>3</sup>/h för att hålla bädden expanderad. I övre delen av reaktorerna finns tättliknande kombinerade gasuppsamlare och slamseparatorer.

Eftersom detta är skala 1:100 mot fullskala skulle det krävas 300 m<sup>3</sup> per reaktor för behandling av Hammarby avloppet. Med vätskehöjd 6 m behövs 8 m diameter och ett cirkulationsflöde på drygt 300 m<sup>3</sup>/h. Detta är realistiska data och fullt möjligt att genomföra.

## **Kväveavskiljning**

I linje 1 ingår två steg med rörligt bärrmaterial för avskiljning av kväve genom nitrifikation-denitrifikation. För att nitrifiera ca 1,5 kg ammoniumkväve per dag vid låg temperatur krävs en reaktor med volym 5 m<sup>3</sup>. Då har använts nitrifikationshastighet 15 g NH<sub>4</sub>-N/m<sup>3</sup>/h. Med 63 g kväve/h blir detta 4,2 m<sup>3</sup> volym men för att få viss marginal har 5 m<sup>3</sup> valts.

Nitrifikationssteget består av en reaktor med 50% rörligt bärrmaterial. Det har visat sig vid utvärderingar att reaktorer med rörligt bärrmaterial är betydligt mindre känsliga för temperaturvariationer än en konventionell aktivslam process. Syre tillförs genom luftinblåsning i enkelt utformade luftare. De består av rör där 4 mm hål borrats. Bärrmaterialet gör sedan att syreöverföringen blir minst lika effektiv som vid användning av finblåsiga luftare.

Denitrifikationssteget består av en reaktor med volym 3 m<sup>3</sup>. Eftersom det mesta av den lättillgängliga kolkällan är reducerad i de anaeroba stegen och i nitrifikationssteget måste ny kolkälla tillsättas. Detta kan göras med metanol. Åtgången är ett par liter per dygn. Även denitrifikationstanken innehåller 50% bärrmaterial som rörs om med lågvarvig omrörare. I kväveavskiljningssteget reduceras kvävehalten med ca 90%. Även en reduktion av COD och BOD sker över kvävesteget.

Anläggningen kommer att vara utformad så att avloppsvattnet kan pumpas till denitrifikationssteget först följt av de två anaeroba reaktorerna och sedan



avslutningsvis nitrifikation. Fördelen med detta förfarande är att ingen eller endast lite extern kolkälla behöver användas. Däremot måste avloppsvattnet cirkuleras från nitrifikationstanken tillbaka till denitrifikationstanken. Då erhålls automatiskt ett högt flöde genom EGSB reaktorerna. Nackdelen med detta förfarande är att organiskt material förbrukas i denitrifikationssteget vilket försämrar gasutbytet. Båda driftssätten bör testas under försökskörningarna.

## **Flockning och fällning**

För att reducera fosformängden tillräckligt krävs tillsats av fällningskemikalie. Aluminiumsulfat eller järnklorid kan tillsättas varvid fosfor och en del av resterande COD fälls ut tillsammans med de flockar som kommit med avloppsvattnet från de biologiska stegen. Efter fällning passerar vattnet en flockningsvolym innan polymer doseras. 50-150 mg fällningskemikalie/l behöver tillsättas. I anläggningen finns också möjlighet till pH justering med lut om det krävs.

Polymer tillsätts mellan flockning och flotation. Koncentrerad polymer med spädvatten används.

## **Flotation**

Vattnet med flockar leds till en flotationstank med yta 0,3 m<sup>2</sup>. Med hjälp av dispersion lyfts slamflockarna till ytan och skrapas av. Slamhalten förväntas bli 3-4% TS. Slammet pumpas till en förtjockare.

## **Slamförtjockare**

För att höja halten suspenderat material leds flotationsslammets och primärslammet till en förtjockare. Slamhalten efter förtjockaren blir 8-10% TS. Mängden blir ca 150-200 liter per dygn. Rejektvattnet leds tillbaka till försedimenteringstanken.

## **Rötkammare**

Rötkammaren dimensioneras med avseende på uppehållstid och organisk belastning. I detta fall styr den organiska belastningen som inte bör överstiga 3 kg SS/m<sup>3</sup>, d. Med 15 kg SS inmatat per dygn bör volymen vara 5 m<sup>3</sup>, vilket ger en uppehållstid på 25-30 dygn. Vid optimal omrörning och temperatur, som kan vara 37 eller 55°C, bör 50-60% av organiska suspenderade ämnen brytas ned. Rötkammaren är försedd med värmepatron för värmehållning.

Gasproduktionen förväntas ligga på ca 7 m<sup>3</sup> biogas per dygn.

Om en gemensam rötkammare ska installeras för bägge behandlingslinjerna bör volymen vara 10 m<sup>3</sup>.

## Avvattning

För att reducera volymen maximalt kan slammet avvattnas efter rötning. Eftersom slammängderna är små i denna skala är det lämpligt att utföra tester i en kammarfilterpress. Det kan vara lämpligt att hyra in ett kammarfilter under vissa perioder eller utföra tester i liten skala.

Eftersom slammängderna även i fullskala är relativt små skulle det rötade överskottsslammet kunna transporteras, lagras och spridas som flytslam, vilket görs på flera av de befintliga biogasanläggningarna.

## Behandlat vatten

Efter flotationssteget är vattnet färdigbehandlat i linje 1. Sammansättningen av avloppsvattnet är då:

Parameter	Min.flöde	Max. flöde	Enhet
	100 l/pe	200 l/pe	
<b>COD</b>	70	50	mg/l
<b>BOD</b>	10	8	mg/l
<b>SS</b>	10	10	mg/l
<b>N-tot</b>	6,5	5,0	mg/l
<b>P-tot</b>	0,15	0,12	mg/l

En viktig parameter för att erhålla bra värde på fosfor är att halten suspenderat material är låg i utgående behandlat vatten. En välfungerande flotation ger normalt ett vatten i stort sett fritt från suspenderat material. I fullskala bör anläggningen kompletteras med sandfilter eller ett ultrafilter för att garantera låg halt suspenderat material i alla driftsfall.

Den presenterade anläggningen reducerar BOD, kväve och fosfor till önskade värden tack vare effektiv biologisk behandling och en avslutande kemisk fällning.

I det avvattnade slammet kommer över 95% av ingående fosfor att finnas tillsammans med 50-80% av tungmetallerna och 25-35% av ingående kväve. Resten av kvävet avgår i gasform från denitrifikationssteget eller är kvar i utgående vatten.

## Beskrivning behandlingslinje 2

### Anaerob behandling

Efter den gemensamma försedimenteringen pumpas avloppsvattnet till den första anaeroba reaktorn i linje 2 med en volym på  $3 \text{ m}^3$ . Reaktorn är av typen fluidiserad bädd, vilket innebär att i reaktorn finns sandpartiklar av samma storlek och med denna sand som grogrund bildas slamflockar. Fördelen med att använda sandpartiklar är att någon ympning med granulerat slam inte behöver ske utan en enklare ymp från en röt-kammare kan ske. Också här är reaktorn försedd med en cirkulationspump för att lämpligt flöde genom reaktorn ska kunna hållas.

COD belastningen blir ca  $4 \text{ kg/m}^3$  reaktorvolym och dygn. Vid ett medelflöde på runt  $1 \text{ m}^3/\text{h}$  blir uppehållstiden i reaktorn 3 timmar. En COD reduktion på 25-30% kan förväntas. Fördelarna med den här typen av reaktor är samma som för EGSB reaktorn, dvs att kontaktytan mellan mikroorganismer och föroreningar är stor. Vidare kan en hög slamhalt hållas och det behövs ingen yttre slamseparation med återföring av slam. Det finns möjlighet att ta ut slam från reaktorn till rötning eller avvattning.

Om önskemål finns kan en eller båda EGSB reaktorerna i linje 1 bytas ut mot fluidiserad bädd. Konceptet med EGSB reaktor kan då testas i linje 2.

Från den fluidiserade bädden leds vattnet till en andra reaktor som är av typen total omblandad med membran för slamavskiljning. Det har antagits att en slamhalt på upp mot  $20 \text{ g/l}$  kan hållas och med en slambelastning på  $0,1 \text{ kg COD/kg SS/d}$  blir volymen  $4 \text{ m}^3$ . COD belastningen blir ca  $2 \text{ kg COD/m}^3$  reaktor och dygn i andra steget. COD- och BOD reduktionerna förväntas bli 60% respektive 80% över de två reaktorerna. Gasproduktionen blir också här maximalt  $2 \text{ Nm}^3$  metan/d över de två reaktorerna vid en belastning från 150 pe.

Pilotanläggningens linje 2 kommer också att vara utrustad med möjlighet till uppvärmning av avloppsvattnet med värmeväxlare och värmepatroner.

Slamproduktionen kommer också här att vara endast  $0,05\text{-}0,1 \text{ kg SS/kg COD}$  reducerad över de anaeroba stegen, vilket betyder att ca  $0,02\text{-}0,04 \text{ kg SS}$  produceras/ $\text{m}^3$  avloppsvatten vid den anaeroba behandlingen.

En cirkulationspump med varierbart flöde kommer att ge den rätta flödes hastigheten genom den fluidiserade bädden, som har en diameter på ca  $0,8 \text{ m}$  och en vätskehöjd på  $6 \text{ m}$ . Det krävs då ett flöde genom reaktorerna på  $3 \text{ m}^3/\text{h}$  för att hålla bädden expanderad.

Den totalomblandade reaktorn är försedd med toppmonterad omrörare för att få en effektiv omblandning. Membranet för slamavskiljning har en yta på ca  $10 \text{ m}^2$  och är av tub typ med en utformning så att flödet  $\text{m}^3/\text{m}^2$  förbi membranerna är högt. Det är en fördel om hela systemet är under tryck, ca  $3 \text{ bar}$ , så att inte vätskan behöver tryckhöjas varje gång membranerna ska passeras.

Permeatet efter membranen är i stort sett helt fritt från suspenderat material men största delen av kvävet som är i ammoniumform och fosfor är kvar i vätskan. Överskottsslam kan tas ur reaktorn.

## **Kväveåtervinning**

I behandlingslinje 2 kommer två olika metoder för kväveåtervinning att testas. Dels indunstning då hela vattenströmmen leds till en indunstare efter sänkning av pH. Ca 95% av vattnet drivs av med en energisnål typ av indunstare så att ett koncentrat erhålls där då 70-75% av kvävet kan återfinnas. Det är inte rimligt att i försöksanläggningen köpa in en indunstare för 3 miljoner kronor utan förslagsvis genomförs testerna i laboratorieskala med jämna intervaller. I koncentratet kommer också 90-95% av fosfor, svavel och kalium att finnas. Dessutom kommer 90% av tungmetallerna att finnas där. Indunstning är en metod som är relativt energikrävande och kan jämföras med membranbehandling med omvänd osmos.

Den andra metoden som kommer att testas är en helt nyutvecklad metod från Kemira som är under patentbedömning och därför inte kan beskrivas i detalj. Grunden är att det ammonium som finns i vattnet efter den anaeroba behandling fälls selektivt med speciella kemikalier så att en ren ammoniumutfällning erhålls. Fosfor kan också fällas ut med traditionell metod. Det handlar alltså om en kemisk-fysikalisk metod enligt ett nytt koncept och vi har fått acceptans att testa metoden i Hammarby Sjöstad projektet. För tillfället testas metoden på ett kommunalt verk i Finland med mycket gott resultat. Utrustning för försökskörningen kan specificeras efter sommaren när patentet godkänts.

Det bör nämnas att de båda behandlingslinjerna är utformade så att de kan köras växelvis så att efter anaerob behandling i linje 1 kan avloppsvattnet indunstas eller testas med Kemiras metod. Även anaerob behandling i linje 2 kan följas av kväveavskiljning i linje 1 under en försöksperiod.

## **Slamförtjockare**

För att höja halten suspenderat material leds överskottsslammet från den anaeroba behandlingen och primärslammet till en förtjockare. Slamhalten efter förtjockaren blir 8-10% TS. Mängden blir ca 120-150 liter per dygn. Rejektvattnet leds tillbaka till försedimenteringstanken.

## **Rötkammare**

Rötkammaren dimensioneras med avseende på uppehållstid och organisk belastning. I detta fall styr den organiska belastningen som inte bör överstiga 3 kg SS/m<sup>3</sup>,d. Med 12 kg SS inmatat per dygn bör volymen vara 4 m<sup>3</sup>, vilket ger en uppehållstid på 25-30 dygn. Vid optimal omrörning och temperatur, som kan vara 37 eller 55 °C, bör 50-60% av organiska suspenderade ämnen brytas ned. Gasproduktionen bör ligga på ca 5,5 m<sup>3</sup> biogas per dygn.

För att förenkla anläggningen kan samma rötkammare användas till båda behandlingslinjerna och volymen kan då väljas till ca 10 m<sup>3</sup> om det är tänkt att båda linjerna ska arbeta parallellt.

Avvattningsförsök kan utföras i en kammarfilterpress i pilotskala som kan hyras in periodvis eller genomföras i laboratorietester.

## Behandlat vatten

Efter indunstarsteget är vattnet färdigbehandlat i linje 2. Sammansättningen av avloppsvattnet förväntas bli:

<b>Parameter</b>	<b>Min.flöde 100 l/pe</b>	<b>Max. flöde 200 l/pe</b>	<b>Enhet</b>
<b>COD</b>	25	25	mg/l
<b>BOD</b>	5	3	mg/l
<b>SS</b>	5	5	mg/l
<b>N-tot</b>	3	2	mg/l
<b>P-tot</b>	0,05	0,05	mg/l

Tyvärr är det svårt att bedöma sammansättningen på det behandlade avloppsvattnet efter behandling enligt Kemiras metod men enligt uppgift ska de uppsatta målen klaras.

## Instrumentering

I blockschemorna visas de parametrar som bör mätas för att kunna följa, utvärdera och kontrollera processerna. Det är en stor fördel om on-line mätning utförs på flöde, temperatur, TOC, N-tot, fosfat, gasflöde och metanhalt. Givetvis går det bra om samma instrument utnyttjas för alla anläggningarna eftersom on-line instrument är dyra.

Det finns flera andra parametrar som är av intresse att följa för att se hur olika ämnen fördelar sig i vatten respektive slam. Det gäller främst tungmetaller som i olika grad fällt ut i slamfasen beroende på vilken metall det är.

När det gäller att följa den anaeroba processen är det främst flyktiga fettsyror, VFA, som visar om processen är i balans eller inte. Också mätning av vätehalten visar om de metanproducerande mikroorganismerna är aktiva i tillräcklig grad.

Alla andra parametrar som kan vara av intresse bör ingå i det totala mätprogrammet. Där bl.a. mätstation för ingående vatten ingår.

## Maskinspecifikation

De huvudkomponenter som krävs för behandlingslinje 1 och 2 kan beskrivas enligt följande:

### Gemensam utrustning

#### Inmatningspump

Funktion:	Transport av avloppsvatten från gemensam buffert till respektive behandlingslinje.
Antal:	1
Kapacitet:	0,5-3 m <sup>3</sup> /h
Typ:	Excenterskruv eller likvärdig

#### Sedimenteringstank med flockningsvolym

Funktion:	Flockning och försedimentering av ingående avloppsvatten
Antal:	1
Kapacitet:	60 m <sup>3</sup> /d
Yta:	2 m <sup>2</sup>
Material:	Syrafast stål; SIS 2343

### Utrustning för behandlingslinje 1

#### Inmatningspump

Funktion:	Transport av avloppsvatten från sedimentering till behandlingslinje 1.
Antal:	1
Kapacitet:	0,5-2 m <sup>3</sup> /h
Typ:	Excenterskruv

**Flödesmätare**

Funktion:	Mätning av flöde till behandlingslinje 1
Antal:	1
Kapacitet:	0-2 m <sup>3</sup> /timme

**Reaktorer för anaerob behandling**

Funktion:	Anaerob behandling av avloppsvattnet
Typ:	EGSB (Expanded Granular Sludge Blanket)
Antal:	2
Volym:	Vätskevolym 3 m <sup>3</sup>
Vattendjup:	6 m
Höjd:	7 m
Diameter:	0,8 m
Material:	SIS 2343
Övrigt:	Reaktorerna ympas med granulerat slam. Reaktorerna är försedda med gasuttag och cirkulationspumpar för att hålla rätt flöde. Gasflöde, pH, tryck, temperatur, VFA och metanhalt mäts.

**Tank för nitrifiering**

Funktion:	Biologisk behandling för nitrifikation
Antal:	1
Volym:	Vätskevolym 5 m <sup>3</sup>
Vattendjup:	3 m
Höjd:	4 m
Diameter:	1,5 m
Material:	SIS 2343
Luftare:	Borrade syrafasta rör med 4 mm hål; fördelningsventil och matarledning.
Övrigt:	Tanken är fylld med 2,5 m <sup>3</sup> rörligt bärrmaterial av typ Natrrix, Kaldnaes eller likvärdigt. Tankens utlopp förses med galler. Tanken är försedd med temperatur- och syremätning. Nitrat halt mäts manuellt.

**Blåsmaskin**

Funktion:	Luftinlåsning till nitrifikationstank
Kapacitet:	Max 10 Nm <sup>3</sup> /h vid mottryck 4 mvp
Antal:	1

### **Flödesmätare**

Funktion:	Mätning av luftflöde till nitrifikationstank
Antal:	1
Kapacitet:	2-10 Nm <sup>3</sup> /timme

### **Tank för denitrifiering**

Funktion:	Biologisk behandling för denitrifikation
Antal:	1
Volym:	Vätskevolym 3 m <sup>3</sup>
Vattendjup:	3 m
Höjd:	4 m
Diameter:	1,15 m
Material:	SIS 2343
Övrigt:	Tanken är fylld med 1,5 m <sup>3</sup> rörligt bärmaterial av typ Natrix, Kaldnaes eller likvärdigt. Tankens utlopp förses med galler. Tanken är försedd med lågvarvig omrörare. Redox mäts. Dosering av kolkälla från plastbehållare.

### **Slamavskiljning med flotation**

Funktion:	Fällning, flockning och avskiljning av slam
Antal:	1
Fällning, flockning:	Volym för aluminium- eller järntillsats, volym för pH justering och volym för flockning. Facken innehåller omrörning.
Flotation yta:	0,3 m <sup>2</sup> eller efter leverantörs anvisning
Övrigt:	Dispersionsklocka, polymerförvaring, utspädning och dosering.

### **Kemikaliedosering**



Funktion:	Dosering av järnklorid alternativt aluminiumsulfat och lut för fällning och flockbildning i flotation
Antal:	2 plastbehållare och 2 doseringspumpar
Kapacitet:	0-0,1 liter/h

## Utrustning för behandlingslinje 2

### Inmatningspump

Funktion:	Transport av avloppsvatten från sedimentering till behandlingslinje 2.
Antal:	1
Kapacitet:	0,5-2 m <sup>3</sup> /h
Typ:	Excenterskruv

### Flödesmätare

Funktion:	Mätning av flöde till behandlingslinje 2
Antal:	1
Kapacitet:	0-2 m <sup>3</sup> /timme

### Reaktor 1 för anaerob behandling

Funktion:	Anaerob behandling av avloppsvattnet
Typ:	Fluidiserad bädd
Antal:	1
Volym:	Vätskevolym 3 m <sup>3</sup>
Vattendjup:	6 m
Höjd:	7 m
Diameter:	0,8 m
Material:	SIS 2343
Övrigt:	Reaktorn ympas med siktad sand. Reaktorn är försedd med gasuttag och recirkulationspump för att hålla rätt flöde för fluidisering. Tryck, flöde, temperatur, pH metanhalt och VFA mäts.

### Reaktor 2 för anaerob behandling

Funktion:	Anaerob behandling av avloppsvattnet
Typ:	Totalomblandad reaktor med ultrafilter
Antal:	1
Volym:	Vätskevolym 4 m <sup>3</sup>
Vattendjup:	3 m
Höjd:	4 m
Diameter:	1,3 m
Material:	SIS 2343
Övrigt:	Reaktorn ympas med slam från kommunal rötchammare. Reaktorn är försedd med gasuttag och recirkulationspump för slamseparation över ultrafilter . Membranen är av typ tubmembran, som arbetar vid ett tryck på 3 bar. Membranytan är ca 10 m <sup>2</sup> . Tryck, gasflöde, metanhalt, temperatur, pH och VFA mäts.

### **Laboratorieindunstare**

Funktion:	Indunstning av biologiskt behandlat avloppsvatten för återvinning av kväve, fosfor, kalium och svavel.
Typ:	Laboriemodell enligt vaccumprincip
Antal:	1
Kapacitet:	Ca 1-2 liter/timme för uppkoncentrering 40 ggr.
Övrigt:	En laboriemodell har valts för att hålla nere investerings- och driftskostnaden. Det är också fullt möjligt att hyra en pilotindunstare under 1-2 månader för att utvärdera detta processteg i större skala.

## **Gemensam utrustning för slambehandling**

### **Sedimenteringstank för slamförtjockning**

Funktion:	Förtjockning av slam och flotationsslam från 1-4% till 8-10%
Antal:	1
Kapacitet:	40-100 liter/h
Yta:	1 m <sup>2</sup>
Material:	Syrafast stål; SIS 2343

### **Rötchammare**

Funktion:	Anaerob behandling av förtjockat primärslam, flotations- slam och slam från anaeroba reaktorer.
Typ:	Totalomblandad reaktor som matas med 8-10% slam
Antal:	1
Volym:	Vätskevolym 10 m <sup>3</sup>
Vattendjup:	3 m
Höjd:	4 m
Diameter:	2,1 m
Material:	SIS 2343
Övrigt:	Reaktorn ympas med slam från kommunal rötkammare. Reaktorn är försedd med gasuttag och kraftig omrörning. Temperatur, pH, gasflöde och tryck mäts.

## Instrument

Sammanställning av ingående instrument.

Instrument	Mätpunkt
Temperatur	Ingående avlopp
pH	Ingående avlopp
TOC	Ingående och behandlat avlopp i båda linjerna
N-tot	Ingående och behandlat avlopp i båda linjerna
Fosfat	Ingående och behandlat avlopp i båda linjerna
Temperatur, tryck och pH	I alla anaeroba reaktorer (6 st)
Gasflöde	I alla anaeroba reaktorer (6 st)
Redox	I denitrifikationstank
Syre- och nitrathalt	I nitrifikationstank
Tryck och temperatur	I membran och indunstare

## Kostnad för behandlingslinje 1-2

### Investeringskostnad

Investeringskostnaden för de båda behandlingslinjerna inklusive en gemensam PLC, rör, montage, frakt och projektering är SEK 4,0 miljoner. Då står instrumentkostnaden för närmare en miljon kronor. Då har enligt tidigare resonemang pilotindunstaren ersatts med en mindre lab.modell och avvattningsutrustningen har tagits bort. Avvattningsförsök kan utföras under kortare tid med inhyrd utrustning. I bilaga 6 visas en specificering av kostnaderna.

Merkostnad för utrustningen som krävs till Kemiras nya kväveåtervinningsprocess är mycket svår att bedöma eftersom sekretessen är stor inför patentets behandling. Uppskattningsvis går det att använda liknande utrustning som används för fosforavskiljning alltså fällning, flockning och flotation men mer information kommer i god tid före förfrågningsunderlaget ska vara klart.

Investeringskostnaden för en fullskaleanläggning enligt behandlingslinje 1 är ca 30 MSEK, vilket blir drygt 3,1 kr/m<sup>3</sup> avloppsvatten med 15 års avskrivning till 5% ränta.

Investeringskostnaden för en fullskaleanläggning enligt behandlingslinje 2 är ca 50 MSEK, vilket blir 5,2 kr/m<sup>3</sup> avloppsvatten med 15 års avskrivning till 5% ränta. Om indunstaren byts ut mot en membranläggning blir investeringskostnaden i stort sett den samma.

### Driftskostnad

Driftskostnaden för behandlingslinje 1 består av el för pumpar, blåsmaskin och omrörare. Vidare är åtgången av fällningskemikalie och lut ca 2 kg var per dygn, metanolåtgången 2-3 liter och ca 0,1 kg koncentrerad polymer lösning går åt per dygn. Driftskostnaden uppskattas till 1,5 kr/m<sup>3</sup> avloppsvatten.

Driftskostnaden för behandlingslinje 2 består av el för pumpar, omrörare och indunstare. Eftersom endast en lab.indunstare är tänkt att användas blir driftskostnaden ungefär som för linje 1 1,5-2 kr/m<sup>3</sup>. Med en indunstare i pilotstorlek ökar kostnaden till 7 kr/m<sup>3</sup>.

När det gäller uppvärmning av avloppsvattnet så är det en parameter som inte tagits med i driftskostnaden eftersom försöken ska visa om det behövs uppvärmning och i så fall till vilken temperatur.

Driftskostnaden för en fullskaleanläggning enligt linje 1 blir 0,7-0,9 kr/m<sup>3</sup> och driftskostnaden enligt linje 2 blir 6,5-7 kr/m<sup>3</sup>. Om indunstaren i linje 2 byts ut mot en membranläggning blir driftskostnaden något lägre men uppkoncentreringen inte lika stor.

## Behandlingslinje för svartvatten

### Inledning

För behandling av svartvatten föreslås nedan beskrivna behandlingslinje för 30 personekvivalenter. Sammansättningen av svartvatten beskrivs i karaktäriseringsrapporten och där har förutsatts en vattenmängd i framtida system på 7-13 liter per person och dygn. Däremot kommer vid försökskörningen att användas ett svartvatten från Vibyåsen där vattenmängderna är ca 25 liter per person och dygn. I vilket fall, vattnet blir alltså betydligt kraftigare än ett normal kommunalt avloppsvatten.

### Direkt rötning

Ett sätt att tackla problemet är att efter grovrensning leda vattnet direkt till en rötkammare. För att behålla alla näringsämnen bör det rötade materialet sedan hämtas, lagras och spridas som flytgödsel. Hanteringen blir som tidigare nämnts identisk med hur flera biogasanläggningar drivs. Slambilar transporterar in svartvatten till anläggningen. Bilarna rengöres och kör sedan ut det utrötade och hygieniserade materialet till satelitlager hos lantbrukare och på andra ställen. Det blir mycket transporterande av vatten men om avvattning sker efter rötkammaren måste rejektvattnet tas om hand med den tekniska svårighet som finns vid kväveåtervinning.

För att behandla svartvatten från 30 personer med Vibyåsenkvalitet direkt i en rötkammare, krävs en volym på 15 m<sup>3</sup>. Då blir uppehållstiden 20 dygn. Tester enligt detta förfarande kan utföras i rötkammaren ingående i behandlingslinje 1-2 under 3-5 månader.

I ett samhälle med 15 000 invånare med urin- och fekalieseparering där vattenåtgången blir ca 10 liter/person/dygn, skulle det krävas en rötkammare på ca 3 000 m<sup>3</sup>. 150 m<sup>3</sup> rötrest skall då transporteras ut per dygn. Utöver detta måste BDT-vattnet tas om hand. Detta är knappast ett realistiskt alternativ.

### Anaerob behandling

En behandlingslinje för svartvatten dimensionerad för 30 pe, vilket innebär 220-750 liter per dygn för att täcka alla eventualiteter, kan få följande utseende.

En stor del av det organiska materialet är i suspenderad form. Flotation med flockning är troligtvis det bästa alternativet för en effektiv förbehandling och över 90% av ingående suspenderat material kan då avskiljas. I den skala vi arbetar med kan en lågbelastad sedimentering vara lika effektiv. Avskilt primärslam leds till en rötkammare som bör vara ca 1 m<sup>3</sup> för behandling av 1,5-2 kg TS per dygn med 6-8% TS efter förtjockning. Troligtvis behövs ingen förtjockare om flotation används.

Avloppsvattnet efter försedimentering, 120-600 l/d, pumpas vidare till två fluidiserade bäddar där principen beskrivits tidigare i rapporten. Belastningen kan alltså variera från 5-25 liter/h över bäddarna. Volymen per reaktor bör vara ca 100 liter för att klara alla driftsfall. Då blir uppehållstiden minst 4 timmar per reaktor och belastningen 7-8 kg COD/m<sup>3</sup>/d på den första reaktorn och ca 5 kg COD/m<sup>3</sup>/d på den andra reaktorn.

Efter den anaeroba behandlingen har 80-85% av BOD innehållet reducerats och 70% av COD innehållet. Av den totala COD mängden är drygt 80% avskilt med försedimenteringen inkluderad. Då antas att 40% av COD mängden avskiljs med primärslammet.

Efter den anaeroba behandlingen är en stor del av det organiska materialet reducerat. Endast 10-20% av kvävet är uppbundet i slam resten är i ammoniumform och fosfor föreligger som fosfat.

Två vägar kan väljas antingen avskiljs kvävet biologiskt och då krävs, om rörligt bärrmaterial väljes, en nitrifikationsvolym på ca 1 m<sup>3</sup> och en denitrifikationsvolym på 0,6 m<sup>3</sup>. Volymen är beroende av nitrifikationshastigheten som är beroende av temperaturen men det har visat sig att om rörligt bärrmaterial används inverkar inte temperaturen lika mycket som vid traditionell aktivslam.

Efter den biologiska behandlingen måste fosfor fällas ut och slammet avskiljas i en sedimentering. I fullskala är flotation att föredra här också. Primärslam och slam från efterbehandling behandlas i röt-kammaren. Slammet pumpas till röt-kammaren efter förtjockning.

Om kvävet ska återvinnas till 70% kan en membranbehandling vara lämplig med mikrofiltrering följt av omvänd osmos. Eftersom salthalterna bör vara relativt låga kan en uppkoncentrering på minst 10 gånger uppnås. I tidigare nämnda fullskala från 15 000 personer skulle ca 15 m<sup>3</sup> retentat eller koncentrat erhållas. Detta är en realistisk mängd. I koncentratet återfinns då en stor del av kvävet, fosfor, svavlet och kaliumet. Också tungmetallerna avskiljs och kommer i koncentratet.

Eftersom en laboratorieindunstare finns till hands för försöken i behandlingslinje 1-2 kan även denna teknik testas och utvärderas på biologiskt behandlat svartvatten.

## Behandlat vatten

Sammansättningen av det behandlade svartvattnet förväntas bli:

<b>Parameter</b>	<b>Biologi- fällning</b>	<b>Biologi- membran</b>	<b>Enhet</b>
	<b>25 l/pe</b>	<b>25 l/pe</b>	
<b>COD</b>	70	25	mg/l
<b>BOD</b>	10	8	mg/l
<b>SS</b>	10	5	mg/l
<b>N-tot</b>	6	5	mg/l
<b>P-tot</b>	0,15	0,1	mg/l

## Kostnadsbedömning

Installation av en behandlingslinje för svartvatten där de biologiska stegen är inkluderade bedöms bli ca 900 000 kr men då har förutsatts en betydligt enklare styrning och instrumentering än för de andra behandlingslinjerna. Om två membransteg ska ingå ökar kostnaden till det dubbla. I kostnaden ingår också en lagringstank för svartvatten på ca 3 m<sup>3</sup>.

- Nr 20**      **Utvärdering av anaerob behandling av hushållspillvatten och tekniker för efterbehandling, examensarbete av Catharina Gannholm**
- Nr 21**      **Avloppsvattenrening i anaerob membranbioreaktor med VSEP-enhet, examensarbete av Andreas Carlsson**
- Nr 22**      **Avloppsvattenbehandling med anaerob membranbioreaktor – En jämförande systemanalys avseende exergi, miljöpåverkan samt återföring av närsalter, examensarbete av Cecilia Hessel**
- Nr 23**      **Utvärdering av förfällning vid Sjöstadsverkets anaeroba UASB-linje, examensarbete av Mila Harding**
- Nr 24**      **Utvärdering av fluidiserad bädd – kartläggning av orsaker till sandflykt, projektarbete av Jonas Karlsson**



## Lokalt reningsverk för Hammarby Sjöstad, etapp 1 – Projektpublikationer

- Nr 1 Förstudie av aerobera processer
- Nr 2 Förstudie av anaeroba processer
- Nr 3 Förstudie av membranteknik
- Nr 4 Informationsteknologi inom VA-sektorn
- Nr 5 Förstudie av mätstation för avloppsvatten
- Nr 6 Förutsättningar för biologisk fosforrening i avloppsvatten från Hammarby Sjöstad - en förstudie, examensarbete av Linus Dagerskog
- Nr 7 Förbehandling av kommunalt avloppsvatten före anaerob behandling, examensarbete av Jessica Bengtsson
- Nr 8 A new wastewater treatment plant for Hammarby Sjöstad  
Comparative study between four alternatives, examensarbete av Joost Paques
- Nr 9 Sammansättning på hushållspillvatten från Hammarby Sjöstad, examensarbete av Joel Magnusson
- Nr 10 Mikrosilning som förbehandlingsmetod av hushållsavloppsvatten, examensarbete av Fredrik Petterson
- Nr 11 Anaerob psykföfil behandling av hushållsavloppsvatten i UASB, examensarbete av Frida Hesselgren
- Nr 12 Aeroba processer Delrapport 1 - Linje 1 Period 0 Henriksdalsprocess med Henriksdalsvatten, Berndt Björleinius, Peter Magnusson, Mats Ek
- Nr 13 Aeroba processer Delrapport 2 - Linje 1 Period 1 Henriksdalsprocess med Sjöstadsvatten, Berndt Björleinius, Peter Magnusson, Mats Ek
- Nr 14 Aeroba processer Delrapport 1 - Linje 2 Period 1 Funktionstest av utrustningen, Berndt Björleinius, Peter Magnusson, Mats Ek
- Nr 15 Teknisk broschyr om Hammarby Sjöstads reningsverk, Berndt Björleinius
- Nr 16 Förbättrad avskiljning med trumfilter av suspenderat material, examensarbete av Jonas Karlsson
- Nr 17 Hydrolys av primärslam för förbättrande av biologisk fosforreduktion vid behandling av hushållsavloppsvatten, examensarbete av Erik Elfving
- Nr 18 Återvinning av näringsämnen från hushållspillvatten med omvänd osmos, examensarbete av Kristina Blennow
- Nr 19 En undersökning av efterfällning i ett sandfilter, examensarbete av Anders Wester

Fortsättning innersidan



**STOCKHOLM VATTEN AB, 106 36 STOCKHOLM**  
**TELEFON 08-522 120 00 TELEFAX 08-522 120 02**  
**E-POST: [stockholm.vatten@stockholmvatten.se](mailto:stockholm.vatten@stockholmvatten.se)**  
**[www.stockholmvatten.se](http://www.stockholmvatten.se)**  
**BESÖKSADRESS: Torsgatan 26**