



Fakulteten för hälsa, natur- och teknikvetenskap
Miljö- och energisystem

Sebastian Gisle

En förstudie om näring- och energiåtervinning från källsorterande avloppssystem

A feasibility study of nutrient- and energy recovery from
source separate sewage system

Examensarbete för masterexamen 30 hp
Civilingenjörsprogrammet i energi- och miljöteknik

Juni 2021

Handledare: Karin Granström

Examinator: Roger Renström

Förord

Denna rapport är ett master examensarbete som omfattar 30 högskolepoäng. Det är en del av civilingenjörsutbildningen med inriktning miljö- och energisystem, Karlstads universitet. Arbetet har redovisats muntligt för en i ämnet insatt publik. Arbetet har därefter diskuterats vid ett särskilt seminarium. Författaren av detta arbete har vid seminariet deltagit aktivt som opponent till ett annat examensarbete.

Tack till min handledare Karin Granström för vägledning och intressanta diskussioner under arbetets gång. Tack till Sofia Andersson, Kristina Stark Fujii och Helena Giers på Stockholm Vatten och Avfall för handledning.

Tack till Hamse Kjerstadius (utvecklingsingenjör, NSVA) för ett inspirerande studiebesök på Reco Lab och Öresundsverket. Tack till Linnea Kollberg (utvecklingsingenjör, Ekobalans) för ett informativt studiebesök på Ekobalans anläggning i Reco Lab. Tack till Peter Axegård (CTO, C-green) för givande diskussioner.

Arbetet har presenterats för Kretsloppsträffen 2021, som arrangeras av VA-guiden och Avfall Sverige. Arbetet har presenterats för Stockholm Vatten och Avfall med inbjudna intressenter.

Sebastian Gisle
Stockholm, 7 juni 2021

Sammanfattning

Världens efterfrågan på kväve och fosfor ökar samtidigt som höga koncentrationer av näringsämnen utgår i naturen från reningsverk. Kvävet och fosfor i naturen är en bidragande faktor till övergödning och skadar därmed ekosystem. Avloppsvatten från hushåll innehåller en stor del av dessa näringsämnen och kan med fördel återvinnas istället för förspillas oäktsamt till naturen.

Stockholm Vatten och Avfall planerar att bygga ett källsorterande avloppssystem i Norra Djurgårdsstaden i Stockholms innerstad. Ett källsorterande avloppssystemet innehåller tre separata avloppsfractioner: svartvatten, matavfall och gråvatten. De olika avloppsfractionerna har olika karaktär och kan med fördel behandlas separat för att effektivt återvinna näringsämnen och energi.

I studien presenteras ett förslag till en näringsfabrik, där näringsämnen och energi kan återvinnas, för Norra Djurgårdsstaden. Lösningen har tagits fram genom diskussioner med experter, litteraturstudier och studiebesök, med prioritet att återvinna kväve, fosfor och biogas. Det presenteras också ett energi-, kemikalie- och utrymmesbehov för näringsfabriken. En driftkostnadsanalys för inköp av kemikalier och försäljning av tillverkade produkter presenteras också.

En beräkningsmodell gjordes i Excel där lösningen utvärderades tillsammans med en känslighetsanalys som diskuterar trovärdigheten av den presenterade lösningen. Näringsfabriken bestod av separat rötning av matavfall och svartvatten i anaerobiska membran bioreaktorer. Vattenfaserna behandlas vidare av struvitutfällning, där fosfor återvinns i form av struvitkristall, och ammoniak strippning, där kväve återvinns i form av ammoniumsulfat. Rötresten avvattnas och återvanns till jordbruket. Rötslammet behandlades av hydrotermisk karbonisering och våtoxidation. Det återvanns energi från gråvatten men ingen näring i den presenterade lösningen.

Näringsfabriken tillverkade struvitkristaller, ammoniumsulfat, biokol, rötrest och en vattenfas med ett reningsbehov. Systemet återvann 84% fosfor, 69% kväve och producerade 20 kubikmeter metangas per person per år. Ammoniak strippning stod för störst energi- och kemikaliebehov. Ammoniak strippning var inte lönsamt från ett ekonomiskt perspektiv vid beräkning av inköp av kemikalier och försäljning av ammoniumsulfat. Struvitkristall och biokols tillverkningen var lönsamma vid försäljning av produkten och inköpet av kemikalier för produktionen.

Vidare studier för att hitta andra kväveåtervinnings processer är av intresse för att sänka energi och kemikaliebehovet för en näringsfabrik. En högre biogasproduktion tros ske vid samrötning av matavfall och svartvatten. Däremot skulle en samrötning försämra kvaliteten av den utgående fasta fasen. Behandling av gråvatten behöver studeras vidare för högre återvinning av näringsämnen och energi för en liknande systemlösning.

Abstract

The world's demand for nitrogen and phosphorus is increasing at the same time as high concentrations of the nutrients flow out from water treatment plants. The presence of nitrogen and phosphorus in nature is a contributing factor to eutrophication and thus damages ecosystems. Wastewater from households contains a large part of these nutrients and can advantageously be recycled instead of separated to nature.

Stockholm Vatten och Avfall plans to build a source-sorting sewage system in Stockholm Royal Seaport to build a sustainable urban area in Stockholm's inner city. A source-sorting sewage system contains three separate sewage fractions: black water, food waste and greywater. The different sewage fractions have different character and can advantageously be treated separately to efficiently recycle nutrients and energy.

The study presents a solution for the nutrient factory for Stockholm Royal Seaport. The solution has been developed through discussions, study visits and literature studies with priority given to recycling nitrogen, phosphorus and biogas. An energy, chemical and space requirement for the system solution is also presented. An operating cost analysis for the purchase of chemicals and sales of manufactured products is also presented.

A calculation model was made in Excel where the solution was evaluated together with a sensitivity analysis that discusses the credibility of the presented solution. The nutrient factory consisted of separate digestion of food waste and blackwater in anaerobic membrane bioreactors. The aqueous phases are further treated by struvite precipitation and ammonia stripping. The digestate is dewatered and recycled to agriculture. The digestate from blackwater was treated by hydrothermal carbonization and wet oxidation where the aqueous phase is further treated by ammonia stripping and the solid phase was biochar, which was recycled in agriculture. Greywater was only used for heat exchange.

The nutrient factory produced struvite crystals, ammonium sulphate, biochar, digestate and an aqueous phase in need of further treatment. The system recovered 84% phosphorus, 69% nitrogen and produced 20 cubic meters of methane gas per person per year. Ammonia stripping accounted for the greatest energy and chemical needs. Ammonia stripping was not profitable when calculating the purchase of chemicals and the sale of ammonium sulphate. Struvite crystal and biochar production were profitable if seen from the same premises.

Further studies to find other nitrogen recovery processes are of interest if energy and chemical demands wish to decrease. Higher biogas production is believed to take place in the co-digestion of food waste and blackwater. On the other hand, co-digestion would impair the quality of the sludge. Treatment of greywater needs to be studied further for potential higher recovery of nutrients and energy.

Lista med förkortningar

Beteckning	Förklaring
COD	chemical oxygen demand
HRT	uppehållstid för vatten
SRT	uppehållstid för slam
TAN	totalt ammoniumkväve
TDS	totalt lösta ämnen
TN	totalkväve
TP	totalfosfor
TS	torrsubstans
TS-halt	torrsubstanshalt
TSS	totalt suspenderade ämnen
VS	flyktiga ämnen
VSS	flyktiga suspenderade ämnen

Innehållsförteckning

1. Introduktion	1
1.1. Avloppssystem i Norra Djurgårdsstaden, Stockholm	1
1.2. Källsorterande avloppssystem	2
1.3. Syfte	4
1.4. Mål	4
1.5. Avgränsningar	4
2. Metod	5
2.1. Val av systemlösning	5
2.2. Beräkningsmodell	5
2.3. Känslighetsanalys	6
2.4. Beräkningar	6
2.5. Indata avloppsfraktioner	7
3. Litteraturstudie	8
3.1. Konventionellt reningsverk	8
3.2. Fosfor	8
3.3. Kväve	9
3.4. Energi	9
3.5. Urval av tekniker	9
3.5.1 Rötning	9
3.5.2 AnMBR	11
3.5.3. UASB	12
3.5.4. Våt oxidering	12
3.5.5. Hydrotermisk karbonisering (HTC)	12
3.5.6. Jonbyte	13
3.5.7. Ammoniak strippning	13
3.5.8. Struvitfällning	13
3.5.9. Pastörisering	14
3.6. Befintliga eller planerade källsorterande avloppssystem	14
3.6.1. Helsingborg, Sverige	14
3.6.2. Vigo, Spanien	15
3.6.3. Ghent, Belgien	15
3.6.4. Sneek, Holland	15
3.6.5. Jefalder Au, Tyskland	15
3.6.6. DUES 21, Tyskland	16
3.7. Slamhantering	16
4. Resultat	18
4.1. Systemlösning	18
4.2. Avloppsfraktioner	19
4.3. Näringsåtervinning	20
4.4. Energiåtervinning	21
4.5. Energibehov	21

4.6. Kemikaliebehov	22
4.7. Utrymmesbehov	22
4.8. Driftkostnadsanalys för kemikalier	23
4.9. Känslighetsanalys	23
5. Diskussion	25
5.1. Val av systemlösning	25
5.2. Avloppsfraktioner	25
5.3. Näringsåtervinning - Kväve	26
5.4. Näringsåtervinning - Fosfor	28
5.5. Energiåtervinning	29
5.6. Energibehov	29
5.7. Kemikaliebehov	30
5.8. Utrymmesbehov	31
5.9. Driftkostnadsanalys för kemikalier	32
5.10. Sammanfattande diskussion	33
6. Slutsats	34
7. Förslag till vidare studier	35
8. Referenser	36
Bilaga 1	43
Bilaga 2	44
Bilaga 3	45
Bilaga 4	46
Bilaga 5	47
Bilaga 6	48

1. Introduktion

Ökad urbanisering med en växande efterfrågan på vatten, mat och energi ställer högre krav på reningsverk och hantering av resurser. Striktare gränsvärden för utgående vatten från reningsverk stipuleras för att minska städernas inverkan på naturen. Övergödning är en av de största miljöutmaningarna för naturen där större koncentrationer av näringsämnen i vattendrag lett till syrefria bottnar och algbloomning (Naturvårdsverket, 2021). Näringsämnen som förorsakar övergödning kan i stället återanvändas i livsmedelsindustrin som till exempel gödsel. Befolkningstillväxten har inneburit en högre efterfrågan på mat och indirekt gödselmedel. Kombinationen av ökade efterfrågan av näringsämnen samt striktare krav i utsläpp har lett till ett ökat intresse av tekniker som avskiljer och återanvänder näringsämnen (Shaddel et al., 2019; Siciliano et al., 2020).

Återvinningsverk för lokala kretslopp kan minska det ekologiska fotavtrycket genom att varsamt omhänderta resurser utan att de förspills oaktsamt i naturen vilket annars påverkar ekosystem negativt. I EU direktiven om cirkulär ekonomi ligger fokus på resursåtervinning från restprodukter samt att bibehålla resurser inom sina planetära gränser. Riktlinjer om effektiv och hållbar hantering av näringsämnen och energi är ledord i rapporten om cirkuläritet, enligt Europaparlamentets och rådets rekommendation (COM/2020/9). Lösningar som återvinner energi kan också minska energiefterfrågan och vidare minska klimatpåverkan. Systemlösningar som konverterar energi till användbara produkter, som biogas och värme, kan öka lönsamhet och minska det ekologiska avtrycket.

Nya lösningar eftersöks för att:

- minska påverkan på ekosystem genom effektivare rening av avlopp
- återanvända näringsämnen för att möta det ökade behovet
- återvinna energi för att minska det ekologiska avtrycket från antropogena processer

1.1. Avloppssystem i Norra Djurgårdsstaden, Stockholm

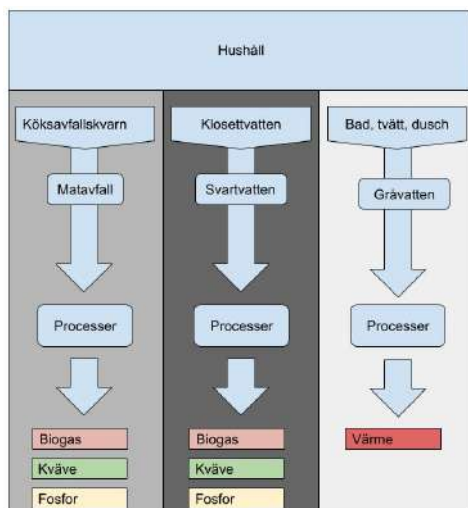
I Stockholm finns ett område som har utvecklats från industri- och hamnområde till ett hållbarhetsprofilerat område, Norra Djurgårdsstaden. Där bedrivs idag ett projekt för hållbar hantering av avloppsvatten och ökad återvinning av näringsämnena. Projektet om att Norra Djurgårdsstaden skulle vara hållbarhetsprofilerat beslutades 2009 och visionen om Norra Djurgårdsstaden var att pröva innovativa lösningar och vara ett föredöme inom hållbar stadsutveckling (Stockholms stad, 2019). Projektet om Norra Djurgårdsstaden arbetar mot en hållbar stad från flera perspektiv och utifrån mål som tangerar med de globala målen. Enligt hållbarhetsredovisningen involverar Norra Djurgårdsstaden mål om "Resurshållning och Klimatansvar" sju av de globala målen; (6) Rent vatten och sanitet för alla, (7) Hållbar energi för alla, (9) Hållbar industri, innovationer och infrastruktur, (11) Hållbara städer och samhällen, (12) Hållbar konsumtion och produktion, (13) Bekämpa klimatförändringarna och (14) Hav och marina resurser (Stockholms stad, 2019). Några av delmålen som nämns i programmet och som sedan behandlades i den här studien redovisas i tabell 1. I området planeras det att implementera ett källsorterande avloppssystem för att återvinna näringsämne, värme och biogas.

Tabell 1. Utvalda delmål som nämns i Stockholms Stads hållbarhetsredovisning 2019 om utvecklingen av Norra Djurgårdsstaden. Delmålen är utvalda efter vad studien kommer att behandla (Stockholms stad, 2019).

3.2 Vatten- och avloppshanteringen ska effektiviseras med avseende på energi- och resursanvändning.	3.2.1 Utveckla kunskapen hos samtliga aktörer om nyttan av sorterande avloppssystem genom pilotprojekt
	3.2.2 Planera att insamlade organiska restprodukter från spillvatten är av en sådan kvalitet att det kan återföras i högre grad till kretsloppet på ett energi- och resursoptimerat sätt
	3.2.3 Omhänderta värme från spillvatten på det mest effektiva sättet
3.4 Effektiv energianvändning i byggnader och anläggningar	3.4.3 Ta tillvara spillenergi.
3.5 Norra Djurgårdsstaden ska vara fossilbränslefritt 2030.	3.5.1 Ta tillvara lokala förnybara energiresurser effektivt
	3.5.3 Planera för att energi till bostäder och verksamhetslokaler är fossilbränslefri.
3.6 Låg klimatpåverkan från byggnader och anläggningar ur ett livscykelperspektiv.	3.6.1 Utforma klimat- och energioptimerade byggnader och anläggningar ur minst ett 100-årsperspektiv.
	3.6.2 Utforma byggnader och anläggningar för en resurseffektiv drift.

1.2. Källsorterande avloppssystem

Källsorterande avloppssystem är en direkt sortering av utloppen från hushåll. Sorteringen innebär separata ledningar av svartvatten, matavfall och gråvatten. Svartvatten är toalettvatten: fekalier, urin, vatten och toalettpapper. Gråvatten är bad-, disk- och tvättvatten. Separeringen av utloppen innebär att hanteringen av strömmarna kan ske enskilt och återvinningstekniken kan specifikt bestämmas utifrån strömmens karaktär. Dagens avlopp är kombinerat av samtliga utlopp från hushållet, där alla separata avloppsfraktioner blandas i ett gemensamt. En sortering av avloppen resulterar istället i ett optimerat system som i större utsträckning kan återvinna näringsämnen (Augustin et al., 2014; Kärrman et al., 2012). Näringsämnen som är av intresse att utvinna är kväve och fosfor. Till exempel är gråvatten ett relativt stort flöde med få näringsämnen jämfört med svartvatten, som har ett mindre flöde och hög koncentration näringsämnen. De olika volymflödena och näringskoncentrationerna kan effektivt ta användning av olika återvinningstekniker. Energi kan också återvinnas genom att ta tillvara på befintliga varma strömmar, som gråvatten, och genom biogasproduktion av rötnings för svartvatten och matavfall. Ett kombinerat avlopp späder i stället ut avloppsfraktionerna och skulle vara mindre effektivt än det källsorterande. De olika fraktionerna kan återvinna kväve, fosfor och biogas men är mest lämpliga för uppdelningen som visas i figur 1, på grund av respektive karaktär. Förstudier om systemlösningar, gjorda av Stockholm stad, visade att separata system för avloppet i Norra Djurgårdsstaden var det som hade störst potential för att återvinna näringsämnen från hushållen jämfört med konventionella avlopp (Lennartsson & Kvarnström, 2017). Rapporten visade brister i installationen av systemlösningen: var och hur ska näringsämnen återvinnas samt de omliggande kostnaderna. Vidare beslutades att pilotanläggningar skulle användas för att undersöka praktiska oklarheter.



Figur 1. Beskrivning av tre separata ledningssystem för att återvinna kväve, fosfor, biogas och värme.

I en energisystemanalys som finansierades av Energimyndigheten och utfördes av Stockholms stads exploateringskontor belystes vikten av att utnyttja värmen från utgående gråvatten, där värmen kan värmeväxlas med systemets framledning (Stockholm Stad, 2017). Ett sådant system minskar eventuella miljöpåverknings som energibehovet skulle innebära. Syftet med analysen var att komplettera arbetet mot att Norra Djurgårdsstaden ska vara fossilbränslefritt, sträva mot resursoptimering och en kostnadseffektiv energiförsörjning.

För att utvärdera möjligheterna av att implementera ett källsorterande avloppssystem i Norra Djurgårdsstaden gjordes en samhällsekonomisk analys av olika VA-system av Nordzell & Swanberg (2018). Rapporten jämförde konventionellt avloppssystem, dagens reningssystem med enskilda åtgärder samt ett sorterande svartvattensystem, där olika nyttor vägdes mot varandra för att skapa en översikt av skillnaderna. Kostnads-nyttoanalysen gjordes genom att hitta monetära termer för att jämföra systemen. Analysmetoden som användes var anknuten till nationalekonomisk teori från en annan studie (Johansson och Kriström, 2016). Resultatet var att VA-systemet med separata strömmar var det mer samhällsnyttiga valet utifrån “Minskade utsläpp av kväve och fosfor till vattnet”, “Minskade externa effekter från mineralgödseltillverkning vid ökad överföring av växtnäringsämnen” och “Minskade utsläpp av växthusgaser”. Kostnaderna för det källsorterande systemet var nästintill dubbelt jämfört med de andra två systemen. Däremot vid inkludering av den samhällsnyttiga ekonomiska återvinningen av näringsämnen och energi beräknades det källsorterande systemet till det bättre tillvägagångssättet. Nyttor som vägdes in som fördel till källsorterande system var lägre halter kväve och fosfor i utsläpp, minskad tillförsel tungmetaller till naturen samt ökad biogasproduktion.

Enligt den senaste hållbarhetsredovisningen 2019 planeras separata avloppssystem för Norra Djurgårdsstaden delområde, Värtahamnen, att vara i drift 2025 (Stockholms stad, 2019). I en lägesrapport från Stockholm Stad 2019, beskrevs det att det inte var möjligt att bygga sorterande avloppssystem i vissa områden i Norra Djurgårdsstaden på grund av att planeringen av infrastrukturen och VA-systemen redan var bestämda när beslutet om hållbarhetsprofilerat område för Norra Djurgårdsstaden togs. Däremot planerades pilotprojekt i enstaka byggnader. Enligt projektet Macro planeras byggnation från Kolkajen/Ropsten till Värtahamnen, vilket är områden i Norra Djurgårdsstaden. (Stockholm Stad, 2019).

Stockholm Vatten och Avfall (SVOA) har som avsikt att implementera källsorterande avloppsvatten i Norra Djurgårdsstaden och söker beslutsunderlag. SVOA är Sveriges ledande vatten- och avfallsbolag och försörjer Stockholmsområdet med dricksvatten, avloppsrening och ansvarar för 1,5 miljoner invånarens avfallshantering (Stockholm Vatten och Avfall, 2021).

1.3. Syfte

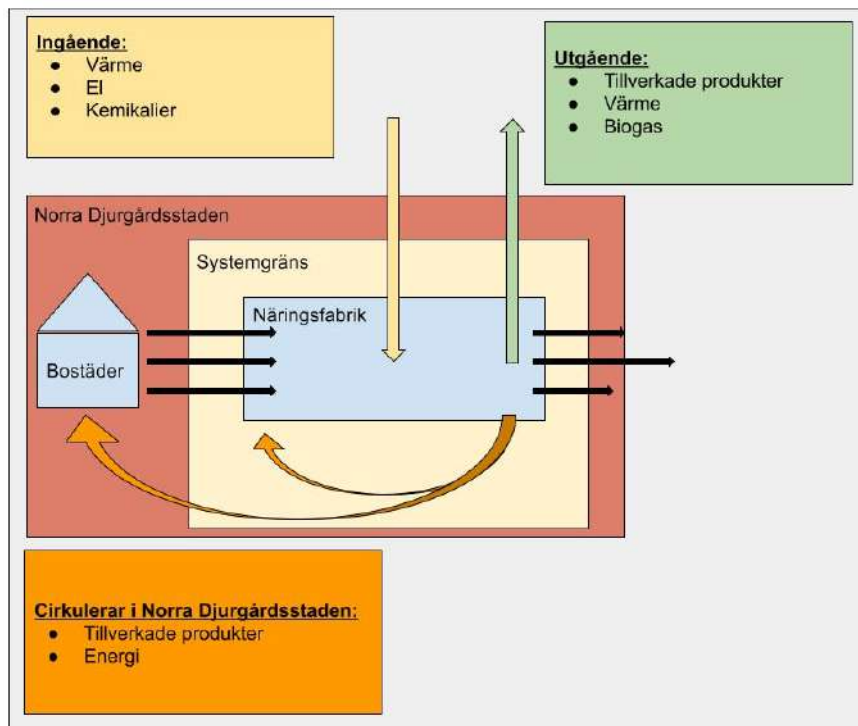
Examensarbetets syfte var att ge underlag för beslutsfattare om möjligheten att skapa en energieffektiv näringsfabrik i Norra Djurgårdsstaden.

1.4 Mål

Examensarbetets mål är att presentera en systemlösning som återvinner fosfor, kväve och energi i form av biogas och värmeväxling från källsorterande avloppssystem i Norra Djurgårdsstaden. Det ska även redogöras för kemikaliebehov, utrymmesbehov och energibehov i form av elektricitet och värme, samt ekonomi vid försäljning av tillverkade produkter. Dessutom ska kunskapsbanken om källsorterande avloppssystem utvecklas.

1.5. Avgränsningar

Arbetet har avgränsats till det planerade källsorterande avloppssystemet i Norra Djurgårdsstaden. Placering av utrustning och anläggningar i Norra Djurgårdsstaden har inte inkluderats i arbetet. Utgående från systemet var en vattenfas, tillverkade produkter och energibärare. Gult är behoven för teknikerna i näringsfabriken. Grönt är de tillverkade produkter och den energiåtervinning som lämnar Norra Djurgårdsstaden. Orange är de eventuella produkter och energi som kan återanvändas inom Norra Djurgårdsstaden. Arbetet avgränsas enligt figur 2.



Figur 2. Avgränsning för studien. Ingående var kemikalier och energi. Utgående var produkter som skapas, energi och en vattenfas.

2. Metod

För att utvärdera en näringsfabrik för Norra Djurgårdsstaden behöver en systemlösning väljas. En beräkningsmodell konstruerades för att teoretiskt beräkna återvinnings kapacitet för systemlösningen. Datainsamling för teknikers nyckeltal och avloppsfraktioner behövdes för modellen. En känslighetsanalys gjordes för att utvärdera resultaten och modellens trovärdighet.

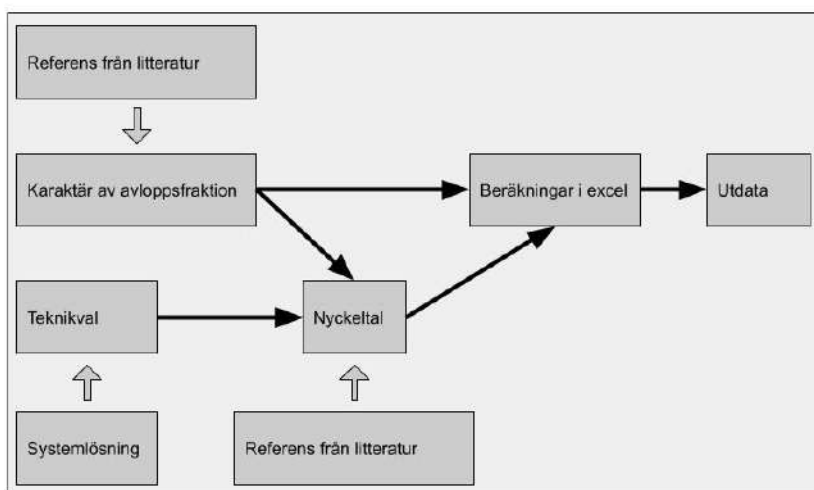
2.1. Val av systemlösning

Systemlösningen valdes utefter en inledande litteraturstudie, diskussioner med experter och intressenten Stockholm Vatten och Avfall. Att återvinna näringsämnen sattes som högsta prioritet.

2.2. Beräkningsmodell

Efter val av systemlösning söktes nyckeltal för att beräkna återvinning av näring och energi. Energibehov, kemikaliebehov och utrymmesbehov beräknades för systemlösningen. Avloppsfraktionernas sammansättning insamlades från publicerade vetenskapliga artiklar. Vald teknik, från systemlösning, och indata för avloppsfraktionernas, kombinerades i litteratursökningen för att hitta nyckeltal. Nyckeltalen appliceras i beräkningsmodellen och påverkar det teoretiska flödet i flödesschemat. Från beräkningsmodellen skapas en ny karaktär av avloppsfraktioner och leds till eventuell nästkommande teknik i systemlösningen. För vissa tekniker insamlades nyckeltal direkt från företag som arbetar med tekniken i fråga.

Beräkningsmodellen som använts var konstruerad i Excel och påverkades av nyckeltal och massbalanser. Det var ingen variation av indata över tid. Indata för strömmar och nyckeltal insamlades från publicerade artiklar som fanns tillgängliga på Google Scholar. Metodiken visualiseras i figur 3.



Figur 3. Metodiken för användningen av nyckeltal i beräkningsmodellen.

Data för ingående parametrar beräknades med nyckeltalet och en massbalans uppfördes för att se över utgående parametrar från tekniken för den specifika tekniken. De parametrar som beräknats i modellen var torrs substans (TS), flyktiga ämnen (VS), totalkväve (TN) och totalfosfor (TP). En totalmassa och vattenmängd kommer också att presenteras utefter massbalanser i Excel. Ingående flöde hanterades av teknikerna och förändrade karaktären för utgående flöde.

2.3. Känslighetsanalys

För att utvärdera datainsamling och antaganden samt hur olika parametrar kan påverka resultatet i examensarbetet, har en känslighetsanalys gjorts. Beräkningsverktyget som gjordes i Excel gav utrymme för att testa olika variationer av indata och nyckeltal. Eftersom stadsdelen Norra Djurgårdsstaden inte är färdigbyggd idag finns det inte data på strömmarna eller hur teknikernas relationer till varandra kommer att påverka resultatet. Därför testades ett antal olika parametrar för att öka kunskapen om systemlösningen och dess trovärdighet.

2.4. Beräkningar

I Excel användes följande ekvationer för att konstruera modellen av systemlösningen, ekvationer 1-8.

$$\sum \dot{m}_{in} = \sum \dot{m}_{ut} \quad (1)$$

$$E = c_p * \Delta T * m \quad (2)$$

$$E = U * \Delta T * A \quad (3)$$

$$m = M * n \quad (4)$$

$$m(\text{totalmassa}) = TS + \text{vatten} \quad (5)$$

$$\eta = x_{behov} / x_{totalt} \quad (6)$$

$$\rho = m/V \quad (7)$$

Där: \dot{m} =massflöde (kg/d), E = energi (kWh), c_p =värmekapacitet (kJ/kg/T), T=temperatur (°C), A=area (m²), m=massa (kg), U=värmemotstånd (W/m²/°C), M=molmassa (g/mol), η =verkningsgrad (-), ρ =densitet (kg /m³), V=volym (m³).

2.5 Indata avloppsfraktioner

Indata för de tre avloppsfraktionerna presenteras i tabell 2. Indata för svartvatten var insamlat från vakuumledningar. Indata för matavfall var insamlat från matavfallskvarnar med efterföljande vakuumledning. Indata för gråvatten var insamlat från gravitaionsledningar. Indatan användes för att förstå ingående fraktioner i framtida systemlösning för näringsfabriken.

Tabell 2. Indata för avloppsfraktioner.

Avloppsfraktioner	Parameter	Storhet	Storhet	Källa
Svartvatten	Toalettvatten	9	l/p/d	Kjerstadius et al., 2016
	TS	73,1	g/p/d	Kjerstadius et al., 2016
	TN	12,5	g/p/d	Kjerstadius et al., 2016
	TP	1,4	g/p/d	Kjerstadius et al., 2016
	TS-halt	0,025	%/100	Kjerstadius et al., 2012
	VS/TS	0,87	%/100	Jönsson et al., 2005
Matavfall	Totalmassa	0,195	kg/p/d	Kjerstadius et al., 2016
	TS	68,2	g/p/d	Kjerstadius et al., 2016
	TN	1,57	g/p/d	Kjerstadius et al., 2016
	TP	0,27	g/p/d	Kjerstadius et al., 2016
	TS-halt	0,025	l/hushåll/d	Kjerstadius et al., 2012
	VS/TS	0,94	%/100	Shin & Youn, 2005
Gråvatten	Volym	130	kg/p/d	Kjerstadius et al., 2016
	TS	54,5	g/p/d	Kjerstadius et al., 2016
	TN	1,18	g/p/d	Kjerstadius et al., 2016
	TP	0,52	g/p/d	Kjerstadius et al., 2016
	VS/TS	0,58	%/100	Jönsson et al., 2005

3. Litteraturstudie

Ett konventionellt reningsverk renar och avskiljer näringsämnen och ämnen som inte ska vara i utgående vatten. Ett källsorterande avloppssystem har inte en självklar systemlösning, därmed kommer ett antal tekniker och systemlösningar presenteras. Näringsämnen som behandlades i studien var kväve och fosfor. Dessa kommer att presenteras efter att ett konventionellt reningsverk beskrivs kortfattat. Ett urval av tekniker och befintliga städer med källsorterande avloppssystem kommer sedan presenteras. Syftet med litteraturstudien var att skapa en bakgrund till vald systemlösning och utveckla en förståelse för källsorterande avloppssystem.

3.1. Konventionellt reningsverk

Konventionella avloppssystem har ett gemensamt utlopp för alla utflöden ur hushållet till reningsverket. Reningsverkens uppgift har varit att rena det inkommande avloppsvattnet utefter gränsvärden av regionen, för att sedan släppa ut den vattenfasen i recipient. Ett reningsverk idag har oftast en kombination av mekanisk, biologisk och kemisk rening. Mekanisk rening separerar fasta partiklar (sand, plast, större föremål) från vattnet genom galler, sandfång och försedimentering. Biologisk rening sker genom att mikroorganismer livnär sig på det organiska materialet i vattnet, vilket bildar koldioxid och därmed löser upp de organiska materialet. Kemisk rening sker genom dosering av fällningskemikalier för att avskilja komponenter från vattnet (Tchobanoglous et al., 2014).

3.2. Fosfor

Fosfor är ett viktigt grundämne i DNA för levande organismer och livsviktigt för allt liv på jorden. Fosfor har, till skillnad från kol, kväve och syre, inte en stabil gasform för att transporteras mellan sfärerna, vilket innebär att kretsloppet inte är lika självklart. Fosfor används i gödsel och efterfrågan har därmed ökat markant senaste decenniet, då gödselbehov ökat i takt med att befolkningmängden ökat (Schau, 2018). Det finns inget substitut för fosfor i gödsel (Cordell & White, 2011). Det går inte heller att tillverka fosfor. För att tillmötesgå efterfrågan har fosfor utvunnits från fosfatrik sten och gruvindustrin har därmed påskyndat fosfors närvaro i naturen. Det påverkar ekosystemen när koncentrationen av fosfor ökar i vattendrag (Roy, 2017). Den högre koncentrationen av fosfor i vatten är en bidragande faktor till övergödning, därmed är det av intresse att avskilja och återvinna näringsämnet istället för att öka koncentrationen i naturen (Li et al., 2019; Sun et al., 2020). Utan fosforåtervinning kan resursen ta slut då den är inte är förnybar. En hållbar lösning för återvinning söks för att försäkra om framtida tillgångar på fosfor. 85 % av fosfor finns bunden i sten i Marocko, Kina, USA, Jordan och Sydafrika (Günther et al., 2018). Stor del av den fosfor som brukats av människan finns i avloppsvatten, det är därför intressant att söka lösningar som återvinner fosfor från dessa. Fosfor närvarar i avloppsvatten som lösligt eller bundet och hamnar i avloppsvatten från avföring, urin och tvätt- och diskmedel. I dagsläget fälls fosfor ut i reningsverk med fällningskemikalier, men kan också behandlas biologiskt (Tchobanoglous et al., 2014). Kemisk rening används främst för att avskilja fosfor i vattnet, genom tillsättning av fällningskemikalier som binder till fosfor som sedan avskiljs med slammet genom till exempel sedimentering (Naturvårdsverket, 2014).

3.3. Kväve

Kväve används för syntes av protein, nuklider och celluppbyggnad och är därmed ett av de viktigaste näringsämnena på jorden. En stor del av kvävet hamnar därmed i avloppssystem då det binds i födan, som leds från hushåll i toalett och som matavfall. Ifall kväve förblir obehandlat innan det fortsätter till naturen kan det orsaka övergödning, producera giftiga alger och förorena grundvattenkällor (Winkler & Straka, 2019). Det finns två primära sätt att separera kväve från avloppsvattnet; konvertera kvävet till kvävgas som återförs till atmosfären eller att återvinna det till jordbruket. Återföringen av kvävet till jordbruket är nödvändig för att möta gödselbehovet. Tekniken av att återföra kväve till jordbruket har skett i stor utsträckning genom Haber Bosch processen och kräver 35–50 MJ/kg N (Eekert et al. 2012; Beckinghausen et al., 2020), vilket resulterar i ungefär 1–2 % av jordens energianvändning. Därför söks det nya lösningar att återvinna kväve för att minska på energibehovet och behovet av näringen i industrin.

Konventionell kväverening från avloppsvatten sker främst genom nitrifikation/denitrifikation. I avloppsvatten är kväve närvarande som ammoniakgas eller ammoniumjoner. Aerobisk separering av kväve görs genom ammonium oxiderande bakterier konverterar ammoniak till nitrit och nitrat. Steget kallas nitrifikation. Det andra steget som kallas denitrifikation konverterar dessa ämnen till kvävgas och sker syrefria förhållanden. Anammoxa bakterier oxiderar ammonium och nitrit direkt till kvävgas utan att först bilda nitrat (Winkler & Straka, 2019). Kväve närvarar i avloppsvatten som ammoniak (NH_3), biologiskt nedbrytbart lösligt, biologiskt nedbrytbart bundet, icke biologiskt nedbrytbart lösligt och icke biologiskt nedbrytbart bundet kväve. Närvaron av icke biologiskt nedbrytbart kväve gör det svårt att inte ha en viss koncentration av kväve efter reningsprocesser (Tchobanoglous et al., 2014).

3.4. Energi

System som kan återvinna energi kan minska det externa energibehovet. Ett lägre energibehov kan eventuellt minska klimatpåverkan från det tänkta systemet. Naturvårdsverket ser energieffektiverade system som ett bidrag till att uppnå miljömålen (Naturvårdsverket, 2021). Genom att utvinna biogas och minska på reningsbehovet av avloppströmmen i kommande reningssteg, kan energibehovet minska. Ett återvinnande av näringsämnena kan minska på det reningsbehov som behövs. Därmed kan återvinning av näringsämnena minska på energibehovet då reningsbehovet minskat (Kjerstadius et al., 2017). Biogasproduktionen kan bland annat användas till bränsle för transport och uppvärmning.

3.5. Urval av tekniker

Tekniker som presenteras är ett urval av tekniker som återvinner näringsämnena, producerar biogas, eller renar avloppsvatten.

3.5.1 Rötning

Rötning sker under anaeroba förhållanden, som betyder att det inte finns tillgång till syre. När avloppsvatten inte får tillgång till syre bryts organiskt material ner för att bakterier ska få tillgång till syre och möjlighet att växa. När organiskt material bryts ner av bakterierna skapas det metangas och koldioxid. Det är en av de äldsta stabiliseringsprocesserna för avloppsvatten (Tchobanoglous et al., 2014). Processen kan delas upp i fyra olika processsteg: hydrolys, fermentering, acetatbildning och metanbildning. I hydrolys klyvs föreningar till mer lösliga föreningar; sockerarter, aminosyror och

fria fettsyror. Fermentering är en biologisk reaktion där jäsningsbakterier bryter ner dessa lösliga föreningar till flyktiga fettsyror, koldioxid och vätgas. Under acetatbildning bildar de flyktiga fettsyror acetat, vätgas och koldioxid. Det sista steget, metanbildning, bildas metangas och koldioxid (Powar et al., 2013). Blandningen av koldioxid och metangas kallas för biogas (Tchobanoglous et al., 2014). Det ingår andra ämnen i biogas som vatten, men är till störst del koldioxid och metangas.

Det finns ett flertal faktorer som påverkar rötningsprocessen. De viktigaste enligt Tchobanoglous et al. (2014) var slammets uppehållstid (SRT), vattnets uppehållstid (HRT), temperatur, alkalinitet, pH, inhiberande ämnen och diversitet av näringsämnen och metaller.

SRT och HRT är tiden som slammet och vattenfasen behandlas i röt-kammaren och beror på flödes-hastigheten samt volymen. En lång uppehållstid innebär hög nedbrytning av VS (Tchobanoglous et al., 2014). Den reducerade VS bildar biogas, vilket betyder att en hög VS-reducering resulterar i hög biogasproduktion. SRT kan beräknas genom dividering av massa (m) i kammaren med utgående massa (m/t). HRT kan beräknas genom volymvatten i kammaren (V) dividerat med volymflödet som utgår (V/t). Vid röt-kammare utan cirkulering (returslam) är HRT lika med SRT. Med returslam kan HRT och SRT skiljas från varandra. Dessa tekniker kommer att förklaras i senare avsnitt. Vid en bestämd VS-reducering kan SRT justeras utefter vilken temperatur rötningen kommer ske, då dessa parametrar är beroende av varandra.

Det är oftast två typer av temperaturkategorier som nämns för rötning; termofil och mesofil.

Termofil rötning sker vid temperaturen ca 50–60°C och mesofil sker mellan 25–40°C. Rötning-processen går snabbare vid högre temperaturer och den mikrobiella aktiviteten i den termofila rötningen är 25–50% högre än den mesofila. Vid ökande temperatur ökar biogasproduktionen vilket kan också leda till lägre reaktorvolym då inte lika lång uppehållstid krävs för att uppnå samma VS-reduktion (von Bahr, 2019). Vid låga temperaturer minskar nedbrytandet av ämnen vilket kan leda till begränsad metangasproduktion (Álvarez et al., 2004; Luostarinen et al., 2007). Metanproducerande bakterier är känsliga mot temperaturvariationer (Tchobanoglous et al., 2014). 1 °C/d kan ha stor påverkan på processen så mindre än 0,5°C/d är rekommenderat för att inte störa metanproduktion och annan bakterietillväxt.

Alkaliniteten i en röt-kammare beror på buffertämnen som kalcium, magnesium och ammonium. Rötningen producerar ammoniumbikarbonat från nedbrytandet av aminosyror och kan därmed påverka alkaliniteten i röt-kammaren. En för hög koncentration ammonium är giftigt för olika mikroorganismer, särskilt metanogener. Metanogen är mikroorganismer som bildar metangas (Tchobanoglous et al., 2014). Ammonium och ammoniak har visat hämma rötning-processen, vilket kallas ammoniakinhibering. Viss närvaro av ammonium är önskat för bakterietillväxt men för hög koncentration kan som nämnt vara hämmande. Utspädning av avloppsvattnet, justering av pH, justering av C:N kvot eller tillsatser av aktivt kol kan minska koncentrationen av ammonium (Yenigün & Demirel, 2013). Ammoniak bildas under biogasprocess genom att bundet kväve reduceras till ammoniak och jonformen ammonium. Fördelningen av ammoniak och ammonium beror på pH och temperatur (Kjerstadius, 2012).

Rötning av svartvatten begränsas på grund av pH och höga koncentrationer av fri ammoniak. För matavfallet beskrivs utmaningar vid ackumulering av flyktiga fettsyror (VFA), som hämmar rötningen. Kombinationen av svartvatten och matavfall vid rötning anses vara till fördel då de

kompletterar varandra i form av COD/TAN kvot, stabilare pH (6–7,5), reducerar koncentrationen av fri ammoniak och VFA ackumulering (Kjerstadius, 2012). Samrötning har visats öka biogasproduktionen enligt Tchobanoglous et al., (2014) med ungefär 15–30 % för avloppsreningsverk. En av anledningarna är att karaktären blir mer stabil med större variation av substrat (Bair et al., 2015; Wang et al., 2020; Zhang et al., 2019). I en studie samrötades matavfall med avloppsvatten vilket gav tre gånger större biogasproduktion än för separat rötning (Durán et al., 2018). Biogasproduktion beräknas generellt med enheten kubikmeter gas per reducerat VS eller COD.

3.5.2 AnMBR

Anaerobisk membranbioreaktor är ett membran integrerat till ett anaerobt system (Smith et al., 2012). Membranfiltrering är en kemiteknisk metod som delar upp lösningar, suspensioner och gaser, eftersom det är halvgenomträngligt (Nationalencyklopedin, 2021). Den huvudsakliga uppgiften för membranet är att avskilja biomassa tillbaka till rötammaren för att öka koncentration av slam i kammaren och därmed öka biogasproduktion och reningen av avloppsvattnet (Robles et al., 2020; Ariunbaatar et al., 2021). En ökad närvaro av slam i rötammaren ökar biogasproduktionen och reningen av vattnet. AnMBR har fördelen att behålla de långsamt tillväxande metanproducerande mikroorganismerna i systemet. Kväve och fosfor förstörs inte eller avskiljs i en AnMBR och har därför samma halt ingående som utgåendes, uppdelat i vattenfas och rötslam.

Den anaeroba bioreaktorn och membranet är separata tekniker och arbetar med hjälp av tryck för att producera permeat. Suspenderad anaerob biomassa i bioreaktorn pumpas in i membran-delen genom ett positivt tryck. Istället för att de är separata kan membranet kan vara nedsänkt i reaktorn vilket kan försvåra rengöring och underhåll av membranet (Smith et al., 2012). Den vanligaste uppsättningen av bioreaktor för en AnMBR är kontinuerligt omrörd tank (CSTR) och en separat membrandel enligt Smith et al. (2012). Det skulle också vara möjligt att använda sig av en UASB som bioreaktor (Liu et al., 2013). UASB förklaras i senare avsnitt (se avsnitt 3.5.3.).

Organiska ämnen ackumuleras vilket ökar biogasproduktionen. Ackumulering av metaller och näringsämnen sker också enligt Kjerstadius et al. (2012), en ökning av metaller sker med ungefär 2–4 % under 45 dagar och en viss ackumulering av kväve och fosfor. I en kontinuerlig omrörd tank sker en ungefärlig ackumulering av 10 % kväve och 4 % fosfor.

Enligt Abuabdou et al. (2020) är det SRT som höjer nedbrytandet av ämnen i AnMBR, likt konventionell rötning. Ett lågt HRT är önskat för att reducera anläggningens storlek. Ett högt SRT är önskat för att uppnå tillräcklig reningseffektivitet och en ökad biogasproduktion (Kong et al., 2021; Smith et al., 2012). SRT och HRT påverkar risken för igensättning av membranet (s.k. membrane fouling). Då en ökning av SRT hade ökat mikrobiella produkter i vattnet vilket ökar risken för att blockera membranet. Men risken kan minska vid underhåll av membranet.

En av nackdelarna med AnMBR enligt Abuabdou et al. (2020) är underhållet av membranfiltret. Membran fouling kan uppstå vid diskontinuerligt flöde, vilket ökar trycket över membranet och membranet tappar då behandlingseffektivitet (Abuabdou et al., 2020; Smith et al., 2012). Membrane fouling sker då ansamling av material fastnar i membranets porer och på membranets yta (Smith et al., 2012). Materialet är suspenderad biomassa, kolloidala fasta ämnen och mikrobiella produkter. Membrane fouling undviks genom till exempel backwash eller biogasspolning (Achili et al., 2011). Volymen av en AnMBR kan vara en tredjedel till femtedel av en konventionell rötammare, eftersom slammet i är ungefär 3 till 5 gånger mer koncentrerat (Cheng et al., 2021).

3.5.3. UASB

Up-flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) är en anaerob process som konverterar organiskt material till metangas (Powar et al., 2013). Teknologin fungerar genom att avloppsvattnet kommer in från botten av systemet och flödar upp mot ytan i reaktorn. Från ingång till vattenytan passerar avloppsvattnet en slambädd, som består av granuler. Slambädden och dess mikroflora är det som renar avloppsvattnet i processen. På grund av att ingången är i botten skapas en turbulent miljö som bidrar till en bra omblandning av mikroorganismer, vilket bidrar till påskyndad nedbrytning. Utgående flöde är vid övre kanten av reaktorn (Mainardis et al., 2020). Biogasproduktionen sker i reaktorn och separeras från reaktorn högst upp med hjälp av en fassetparering. Mixing och HRT är viktiga faktorer för reaktionerna där bakterier, mikroorganismer och organiska föreningar ska ha en hög kontakt för att öka nedbrytningen i reaktorn (Powar et al., 2013).

Reducering av suspenderade fasta ämnen avtar vid lägre HRT och parametern är i direkt relation till flödets hastighet uppåt i reaktorn. En för hög hastighet minskar omblandningen och därmed kontakten mellan de suspenderade ämnena. En minskning av HRT skulle därmed minska nedbrytandet av material och vidare biogasproduktionen i reaktorn (Mahmoud et al., 2003).

Tekniken kan konstrueras med flera UASB-reaktorer i serie. De olika reaktorerna kan då optimera omständigheterna för en viss reaktion. Till exempel kan hydrolys och acidogenes ske i en reaktor och i nästa steg sker acetogenes och metanogenes. Genom att endast göra en miljö som tillfredsställer en av bakterierna i reaktorn kan denna växa utan att påverkas av de andra bakterierna, i samma utsträckning (Mainardis et al., 2020).

3.5.4. Våt oxidering

Våt oxidation, även känd som våtluftsoxidation, avser en process för oxidering av suspenderat eller upplöst material i flytande fas med upplöst syre vid förhöjd temperatur. Det är en kontinuerlig process som använder sig av kompression av fluiden. Tekniken har funnits i ungefär 60 år och tekniken förknippas ofta med märket ZimaPro efter upptäckten av Zimmermann. Det är en metod för behandling av avfallsströmmar som är för utspädda för att förbrännas och för koncentrerade för biologisk behandling. Typiska förhållanden för våt oxidering är 180°C med ett tryck på 2 MPa och 315°C med ett tryck på 20 MPa (Tungler et al., 2015). Tekniken används främst för att bryta ner organiska ämnen till mindre molekyler för att optimera rening eller återvinning (Adam et al., 2019). Syftet med tekniken har varit att avvattna slammet för att uppnå fullständig oxidering av slammet, eliminering av farliga reaktanter och COD reducering. Det används ofta som en förbehandling innan vidare reningstekniker. Våttoxideringsprocesser har inte värmebehov då tekniken genererar tillräckligt med energi för att vara självgående.

3.5.5. Hydrottermisk karbonisering (HTC)

Hydrottermisk karbonisering är en teknik där fluiden utsätts för högt tryck och temperatur som konverterar biomassa till biokol. Tekniken använder sig av temperaturer mellan 180-350 °C och ett tryck mellan 2-6 MPa under 5-240 min (Saqib et al., 2019). Tekniken har tre utgående faser; biokol, vattenfas och en gasfas. Ungefär 40-70 % av ingående massa blir till biokol. Biokol är ett fast material med högt kolinnehåll. Processen steriliserar avloppsvattnet, förstör mikroorganismer och läkemedel (Yahav Spitzer et al., 2018).

3.5.6. Jonbyte

Jonbyte används för att separera ämnen från avloppsvattnet genom att utnyttja deras laddningar. Det tas bort laddade målsubstanser genom att affiniteten till jonbytaren är högre än den ursprungliga kompositionen. Tekniken är inte ny men används inte i stor utsträckning i Sverige (Lavonen et al., 2018). Enligt Tchobanoglous et al. (2014) används jonbyte mest för att mjukgöra vatten genom att använda natrium för att byta ut kalcium- och magnesiumjoner. Jonbyte kan också användas för att binda kväve, tungmetaller eller TDS. Detta görs genom dosering i en kontinuerligt omrörd tank.

Från urinsorterande avloppssystem kan till exempel kväve återvinnas. Urin är ungefär 1 % av konventionella avloppsvolymer, men är den ström som innehar störst koncentration av kväve. Vid lagring av urin bildas ammonium (NH_4^+) av urea genom hydrolysis. Ammonium är positivt laddat och dras till negativa laddningar. I rapporten används syntetiskt harts och kallas Doweq Mac 3 och har en hög effektivitet av adsorption av kväve (Karlsson et al., 2008). Jonbytet i rapporten görs med mineralerna zeoliter eller wollastonit (K^+ och NH_4^+ byts med Na^+). Jonbytet sker i jonfilter eller doseras direkt i avloppsvattnet. Avloppsvattnet behandlas innan för att ta bort fasta ämnen för att effektivisera processen.

I en pilotstudie som utfördes av SVOA och Norrvatten testades jonbytare som ett förbehandlingssteg för att undersöka tekniken i Mälarens reningsverk. Studien visade lovande resultat för jonbytare att öka borttagningen av naturligt organiskt material. Syftet med den testade tekniken var att ersätta konventionell fällning med jonbyttarteknik (Lavonen et al., 2018).

3.5.7. Ammoniak strippning

En teknik som används för att avskilja kväve från fluider är Ammoniak strippning. Teknikens princip är att avskilja kvävet med masstransport mellan gas och fluider genom att utsätta en fluid som innehåller ammoniak gas med ett motgående luftflöde. Kväve kan vara i avloppsvatten i två olika former; ammoniakgas och ammoniumjoner. Fördelningen av dessa former beror på pH-värdet och temperaturen i avloppsvattnet. Hög andel ammoniakgas är önskat för ammoniak strippning och det kan fås genom att höja pH-värdet i avloppsvattnet, exempelvis med kalk (Gustin, 2011; Kinidi et al., 2018), kalciumhydroxid eller natriumkarbonat (Eekert et al., 2012). Ett för högt pH-värde är dock ineffektivt, enligt Hidalgo et al. (2016), där en minskad effekt vid pH över 10,5 rapporterades. Ammoniak gasen som strippats binds med svavelsyra för att skapa ammoniumsulfat (van Eekert et al. 2012; Kjerstadius et al., 2016).

Enligt Gustin & Marinsek-Logar (2011) återvinns 92,8 % av inkommande kväve när avloppsvatten strippas med pH 10,5 och en temperatur på 50 °C. 90 % kväveåtervinning gjordes enligt Eekert et al. (2012) vid användandet av en ammoniak strippning teknik som kallas AMFER. Vid ett försök av ammoniak strippning av obehandlad avfall från slakthus kunde 98,8 % kväve återvinnas vid HRT 3h, pH 7,7 och en temperatur på 80 °C (Bonmatí and Flotats, 2003).

3.5.8. Struvitfällning

Tekniken används för att avskilja fosfor och kväve i form av struvitkristaller från avloppsvattnet. Struvitkristaller är en uppsättning av magnesium, fosfor och kväve. Struvitkristallerna kan uppstå spontant i naturen eller bildas medvetet genom att justera omständigheter där grundämnena finns tillgängliga. Struvitutfällning är en teknik som är väl utbredd och accepterad som en fosforåtervinning från avloppsvatten (Yoshida et al., 2018). Storleken på de sammansatta struvitkristallerna i

reaktortanken gör att hastigheten nedåt för kristallen är större än den som gör att partikeln cirkulerar i tanken. En struvitkristall har en densitet på 1,7 kg/l (Zhou et al., 2019). Struvitkristaller bildas vid dosering av magnesium till en fluid som innehåller fosfor, kväve och vatten.

Motförhållandet i reaktionen är 1:1:1 ($Mg:NH_4:PO_3$) mellan magnesiumreaktanter, kväverektanten och fosforreaktanter. Generellt finns det stor tillgång av ammonium i avloppsvatten, vilket gör att de andra två reaktanterna är i underskott. Det är endast i det, ej vanliga, situationerna med flytande faser av superkritiska förgasningsprocesser som det är kväve som är i underskott. Enligt Siciliano et al. (2020) är tekniken mest lämpad för att återvinna fosfor och inte kväve, då kväve finns i stor mängd i avloppsvattnet. Därmed är det endast molförhållandet av Mg:P som bestämmer reaktionen och bildandet av struviter i avloppsvatten. HRT för struvitutfällning påverkar effektiviteten av utfälld struvitkristall samt andelar av kväve och fosfor i struvitkristall. HRT testas i en studie och visar att olika HRT kan ha olika effektivt för de olika näringsämnen (Hakimi et al., 2020). Vid HRT vid mer än 4h i en studie minskade effektiviteten av upptagandet av fosfor. Däremot ökade upptaget av kväve vid ökad HRT. Studien behandlade svartvatten med pH 8,5.

Struvitvinnningen kan påverkas av vilket molförhållande som tillsatts i utfällningstanken. Vid användning av MgO och ett pH-värde på 9 kunde 67 % ammonium återvinnas. Men vid en förhöjd magnesium dos, och ett förändrat molförhållande till 2:1:1 (Mg:NH₄:PO₃) från 1:1:1 ökade effektiviteten av ammonium återfinnandet till 95 % (Di Iaconi et al., 2010). En större dos magnesium kan därmed öka utvinningen.

Det kan tillsättas citronsyra i struvitutfällningen för att undvika att tungmetaller och järn följer med struvitkristallblandningen enligt von Bahr & Kärrman (2019). Renligheten av struvitkristaller varierar men ett sådant tillvägagångssätt kan öka renligheten av produkten och hindra att tungmetaller hamnar på jordbruk.

3.5.9. Pastörisering

Pastörisering är en teknik som hygieniserar matavfall. Generellt sker en uppvärmning till 70 °C under en timmas tid för att döda bakterier, patogener. Materialet anses hygieniserat efter denna process. Tekniken är utbredd och använts frekvent i livsmedelsindustrin. Pastörisering av slammet minskar viskositeten och positiva effekter på pumpning och omrörning kan observeras (Hellstedt et al., 2009). Pastörisering gör att VS blir mer lättnedbrytbara vilket kan öka biogasproduktionen om pastörisering sker innan röt-kammaren (Rogstrand et al., 2012). Enligt regelverket SPCR 120 för spridning av rötrest på jordbruk bör pastörisering ske innan rötning och beskrivs som ett säkrare sätt att döda bakterier. Erfarenheter har visat att risken för bakterietillväxt blivit större vid pastörisering efter röt-kammaren (Norin, 2013).

3.6. Befintliga eller planerade källsorterande avloppssystem

Urbana källsorterande avloppssystem har implementerats i Europa de senaste åren och pilotanläggningar byggs för att öka kunskapen för eventuella beslutstagare. Enligt Skambarks et al. (2017) behövs praktiska exempel för att optimera lösningarna och skapa förståelse för utvecklingsområden. Ett antal städer och deras valda systemlösningen för området presenteras nedan.

3.6.1. Helsingborg, Sverige

I Helsingborg i södra Sverige ska ett modernt och hållbart område utvecklas med mål att vara klart 2035. Området är ett gammalt hamn- och industriområde runt ungefär 100 ha och ska ha en kapacitet av 10 000 personer som ska leva och bo där (Kärrman et al., 2017). Oceanhamnen i Helsingborg har implementerat källsorterande avloppssystem som kommer att återvinnas och renas i Reco Lab. Området som byggts för Reco lab hanterar runt 320 lägenheter och är beräknat för 1000 personer. Systemlösningen har två separata UASB för matavfall och svartvatten. Matavfallet pastöriseras innan UASB och svartvattnet leds direkt. Vattenfasen fortsätter till en anläggning för näringsåtervinning där struvitutfällning och ammoniak strippning sker. Vidare certifieras rötresten och rötslammet och används till jordbruk. Vattenfasen leds till gråvattnet som renas i Öresundsverket och släpps ut i recipient. Svartvattnet leds i vakuumtoaletter med 1 l/spolning och matavfallet leds i vakuum genom matavfallskvarn i diskhon. Syftet med projektet var att sammanvägda miljönyttan och den ökade potential av biogasproduktion som sorterande matavfall och avloppssystem skulle kunna generera (Kärrman, 2017).

3.6.2. Vigo, Spanien

Ett industriområde i Nigran, Spanien, har en demoanläggning med källsorterande avloppssystem för svartvatten och gråvatten. Svartvattnet samlas med gravitationsystem och leds till en AnMBR och näringsåtervinningsprocesser. För fosforutvinning används struvitutfällning och för kväve används bioelektrokemiskt (BES) system med adsorption (Run4Life, 2021). I BES strippas ammoniak från vattenfasen i en katodisk kammare och därefter skrubbas ammoniak eftersom det är absorberat som salpetersyralösning. Därefter desinficeras utgående vattenfas. Gråvattnet leds till en aerobisk MBR och återanvänds för bevattning. Området är byggt för 150 personer och är i drift sedan 2017 och återvunnen kväve, fosfor och biogas beräknas vara 35%, 40% respektive $6,7 \text{ m}^3 \text{CH}_4/\text{pe}/\text{år}$ (Kjerstadius et al., 2018).

3.6.3. Ghent, Belgien

Ett bostadsområde i Belgien med 430 hushåll använder sig av UASB för svartvatten och matavfallet. Röttslammet avvattnas och pyrolyseras för att utvinna fosforsyra. Vattenfasen leds till en struvitutfällare och vidare till gråvattnet. Det kombinerade avloppet av gråvatten och vattenfaser leds till aerobisk MBR, filtrering och värmeväxlare. Permeatet används sedan till processvatten i närliggande industrier. Återvinning av kväve, fosfor och biogas var >5%, 35% och $15,6 \text{ m}^3 \text{CH}_4/\text{pe}/\text{år}$ av, respektive enligt Kjerstadius et al. (2018).

3.6.4. Sneek, Holland

I Sneek, Holland, har ett källsorterande avloppssystem implementerats för 232 hushåll. Svartvatten samlas genom vakuumtoaletter och leds till en UASB tillsammans med matavfallet. Biogasproduktionen är $10,5 \text{ m}^3/\text{pe}/\text{år}$ och används för uppvärmning av hushåll, vilket står för 12% av hushållets värmebehov (Capodaglio & Olsson, 2019). Dessutom värms UASB upp av biogasen (Kjerstadius, 2012). Fosfor återvinns genom struvitutfällning och används lokalt för att förse gödselbehov. Efter näringsåtervinning leds svartvattnet tillsammans med gråvatten till ett delat rör som går till ett konventionellt reningsverk. Gråvattnet värmväxlas för att förse lokala behov innan

det leds vidare till reningsverket. (Kisser et al., 2020). Näringsåtervinning beräknas vara 60% för fosfor och det kvävet som återvinns är andelen kväve i struvitkristall, enligt Kjerstadius et al. (2018).

3.6.5. Jenfelder Au, Tyskland

Jenfelder Au ligger i Hamburg-Wandsbek och byggs till ungefär 2000 boende. Området har konstruerats sedan 2013/2014 med ett källsorterande avloppssystem (Hertel et al., 2015).

Syftet med Jenfelder Au var att skapa ett hållbarhetsprofileratområde med för att uppnå lokala klimatmål genom att minska koldioxidutsläpp i Hamburg och sikta mot koldioxidneutralitet genom energieffektiviseringar. Enligt Skambranks et al. (2017) var projektets drivkraft att öka kunskapen om källsorterande avloppssystem och hållbara bostadsområden på sikt i stället för en temporär lösning.

Tekniska lösningen för området var dels att samla svartvatten genom vakuumpoletter med endast 1 l/spolning samt samla matavfall genom matavfallskvarnar som installerats i diskhon (Hertel et al., 2015). Rötning för biogasproduktion av svartvatten och matavfall sker i en UASB. Biogasen som produceras i området används för lokala värmebehov. Biogasen ska också assistera uppvärmning av röt-kammaren. Gråvatten samlas genom gravitationsavlopp och renas genom trickling filter.

3.6.6. DUES 21, Tyskland

DEUS 21 är ett område i staden Knittlingen utanför Stuttgart, Tyskland. Projektet varade mellan 2004–2010 och gjordes för att öka kunskapen om innovativ teknik för behandling av gråvatten, regnvatten, matavfall och svartvatten. Det nybyggda området bestod av 100 hushåll och var ett samarbete mellan forskningsinstitut Fraunhoferinstitutet och Siedlungswasserwirtschaft Institut tillsammans med kommunala styrelser (Kjerstadius, 2012). Drivkraften till projektet var att öka kunskap om källsorterande avloppssystem och demonstrera ett koncept av vattenhantering (Kärman, 2017).

Systemet byggdes upp enligt följande; Regnvatten filtreras och återanvänds i hushållet för uppvärmning efter att det upphettats. Gråvatten och svartvatten leds i gemensamt till en behandlingsanläggning i närområdet som kallas Das Wasserhaus. Behandlingsanläggningen inkluderar en AnMBR-teknik, struvitutfällning, jonbytteteknik och ammoniak strippning (Mohr & Trösch, 2013). 15–20% av hushåll hade matavfallskvarnar som var kopplat till samma ledning som gråvatten och svartvattnet. Resterande matavfall komposteras (Kärman, 2017).

3.7. Slamhantering

Slamstrategi för SVOA sker utefter en rangordningslista som har baserats på EU avfallshierarki: 1. metoder som nyttiggör växtnäring (P, N, K, mikronäringsämnen) och mullbildande ämnen i slam. 2. metoder som nyttiggör fosfor i slam. 3. metoder som ersätter naturresurser som morän, matjord etc. 4. metoder som möjliggör energiutvinning. 5. metoder som enbart ger kvittblivning av slammet (Stockholm Vatten och Avfall, 2018). Revaq är ett certifieringssystem som drivs för att minska koncentrationer av farliga ämnen i naturen. Reningsverk kan certifieras av Revaq och därmed påvisa god kvalitet av sitt slam. Syftet med certifieringssystemet är förbättra kvalitet på inkommande avloppsvatten och därmed minska miljöbelastningen på sjöar, vattendrag och kustområden (Svenskt Vatten, 2020). Uppströmsarbete av avloppsvatten är viktigt att kontrollera kontinuerligt för att inte oönskade ämnen ska ackumuleras i systemet. Utan avskiljning skulle eventuella kemikalier,

tungmetaller eller andra ämnen öka i koncentration och på sikt skada ekosystem (Svenskt Vatten, 2021). Revaq certifieringsmetoder revideras årligen och leds av Svenskt Vatten, Lantbrukarnas riksförbund, Livsmedelsföretagen, Svensk Dagligvaruhandel och Naturvårdsverket (Svenskt Vatten, 2021).

Det finns olika certifieringsmodeller för olika avloppsfraktioner. Vid certifiering av rötrest används en provtagnings- och analysmetodik som kallas SPCR 120. Gränsvärden för metallinnehåll och andra farliga ämnen utvärderas utifrån 60 spårelement genom analysen. Kadmium är det spårelement som har högsta prioritet (Svenskt Vatten, 2021). Enligt SPCR 120 bör rötrest pastöriseras om det finns innehåll av animaliska biprodukter.

Röt slam certifieras inte enligt SPCR 120 då det innehåller andra ämnen än rötresten. Vid samrötning av avloppsfraktioner, matavfall och svartvatten, kan inte röt slammet bli certifierat av SPCR 120 och därför inte användas till samma ändamål (Granström, 2014). Röt slam får inte användas på betesmark eller på grödor som förväntas användas till bete tio månader efter spridningstillfället. Samma regler gäller för odling av bär, potatis, rotfrukter, grönsaker eller frukt. Syftet med reglerna är att hindra att farliga ämnen i avloppsslammet kan skada mark, vegetation, djur och människor (Naturvårdsverket, 1994).

Ett källsorterande avloppssystem skulle därför kunna särskilja rötningen av matavfall och svartvatten, för att uppnå en rötrest av högre kvalitet till jordbruket och som är direkt applicerbart. De olika resterna skulle också kunna certifieras olika. Det är av intresse att diskutera separat rötning jämfört med samrötning utifrån slamkvalitet och metanproduktion. Samrötning har visat fördelaktigt tillämpas för att uppnå ökad biogasproduktion. Beslutet om samrötning eller separat rötning görs utifrån systemlösningens slutliga mål; god slamkvalitet eller ökad metanproduktion. Slamstrategi för SVOA följs utifrån en rangordningslista och prioritet är att recirkulera näringsämnen och inte att producera metangas (Stockholm Vatten och Avfall, 2018).

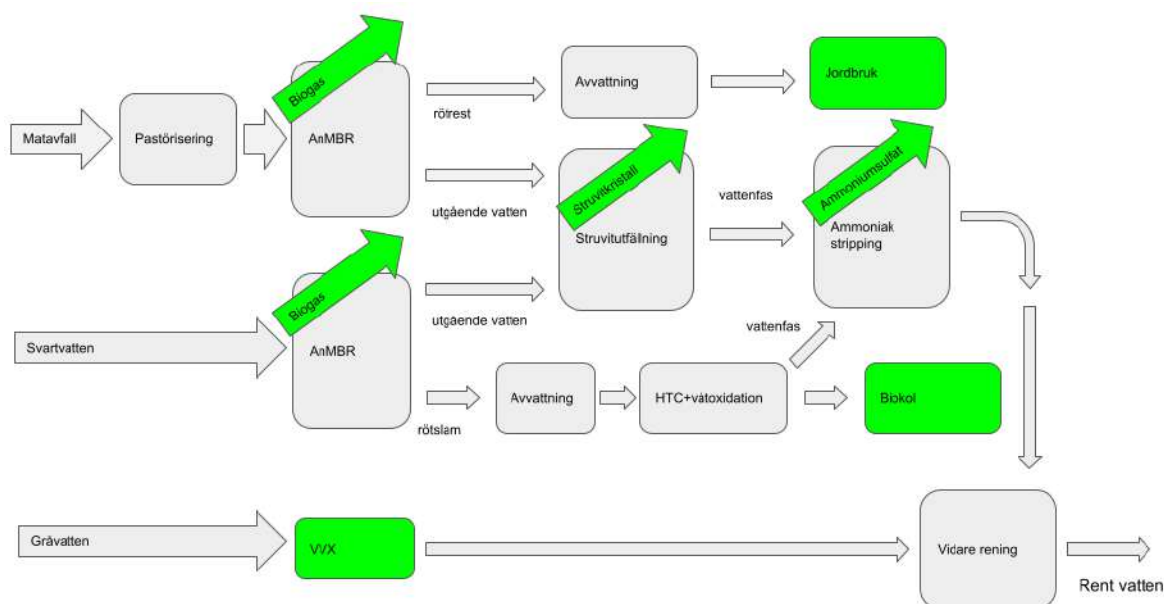
4. Resultat

En näringsfabrik utvärderades utifrån målen för projektet. Näringsfabriken som utvärderades presenterades och beskrivs utifrån använda tekniker i systemlösningen. Avslutningsvis presenterades resultat av en känslighetsanalys. Nyckeltal som användes för beräkningar presenteras i bilaga 1-6.

4.1. Systemlösning

Systemlösningen som utvärderades för Norra Djurgårdsstaden innefattar teknikerna AnMBR, struvit-utfällning, ammoniak stripping, HTC, våtoxideration, pastörisering och avvattning. Från AnMBR utgår en vattenfas, en fast fas och biogas. Från struvitutfällningen produceras struvitkristaller och en vattenfas. I HTC + våtoxideration produceras biokol, gas och en vattenfas. Från ammoniak stripping utgår ammoniumsulfat och en vattenfas. Pastöriseringen hygieniserar matavfallet innan rötning. Avvattningen ger ett torrare materialflöde och en vattenfas.

Systemlösningen presenteras i figur 4 där matavfallet leds till en AnMBR efter pastörisering, som sker i en satsreaktor. Rötresten avvattnas och leds vidare för användning till jordbruk. Svartvattnet förbehandlas inte utan leds direkt till en separat AnMBR. Rötslammet som utgår från AnMBR leds till HTC + våtoxideration. Utgående faser från HTC och våtoxideration var biokol och en vattenfas. De utgående vattenfaserna från de separata AnMBR går samman och leds till struvitutfällning där struvitkristaller fälls ut. Utgående vattenfas från struvitutfällningen kombinerades med vattenfasen från HTC + våtoxideration och leds till Ammoniak stripping. Efter Ammoniak stripping anslöts vattenfasen med gråvattnes som leds till reningsverk för att uppnå reningskraven för utgående avloppsvatten. Gråvattnet har värmeväxlats och leds sedan direkt till reningsverket. Det källsorterande systemet producerar rötrest, biokol, struvitkristaller, ammoniumsulfat, biogas och en gemensam avloppsfraktion som behöver renas ytterligare. Ingen näringsåtervinning gjordes för gråvatten. TS-halten för utgående fastfas från AnMBR var 10 % och avvattnades till 30 %. Avvattningen har endast påverkat parametern TS och vatten. Det har antagits att det inte skett någon avskiljning av näringsämnen i avvattningen, då näringsämnen cirkulerar tillbaka till rötammaren i returflödet. Avvattningen utgjorde endast ett energibehov och påverkar inte beräkningsmodellen mer än den parametern.



Figur 4. Systemlösningen som utvärderas i studien.

4.2. Avloppsfraktioner

Utifrån tabell 3 kan observeras att svartvatten har högst koncentration av TS, TN och TP. Matavfallet har högst koncentration av VS. Gråvattnet har störst massflöde och längst koncentrationer av TS, VS, TN och TP. Det källsorterande avloppssystemet förväntas byggas för 6000 hushåll enligt Stockholm Stad (2019). Enligt SCB (2018) bor det i snitt två personer per hushåll i Sverige. Det resulterar att det källsorterande avloppssystemet kommer att behandla 12 000 personers avlopp.

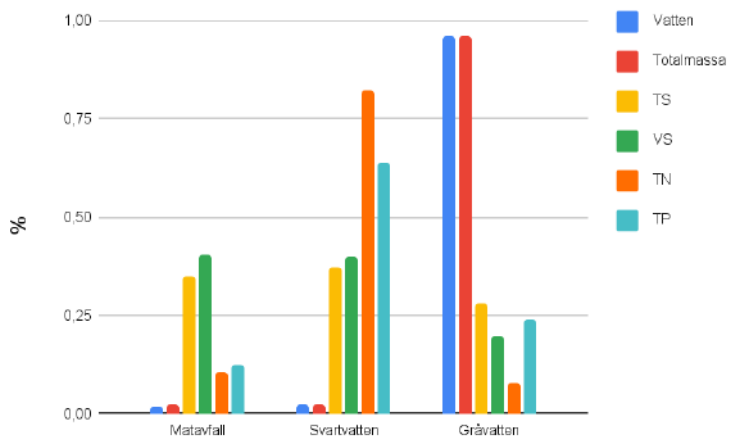
Indata för matavfall, svartvatten och gråvatten samlades in från publicerade vetenskapliga artiklar. Matavfall samlades in från matavfallskvarnar i diskhon och vakuumedlingar, svartvattnet samlades in genom vakuumpolande toaletter och vakuumedlingar. Gråvatten leds med gravitationsledning enligt indatan (Kjerstadius et al., 2016). Densiteten för matavfall och svartvatten antogs vara 1000 g/l baserat på liknande studier (Andersson & Castor, 2005; Cheng et al., 2021). Svartvatten indata var angivet i TS och för att beräkna vattenflödet som beräknades behövde en TS halt. TS-halten för vakuumpolande toaletter och matavfall från matavfallskvarnar var 2,5 % (Kjerstadius et al., 2012). VS för matavfall och svartvatten beräknades med en kvot VS:TS. För svartvatten var VS 87 % av TS. För matavfall var VS 94 % av TS och för gråvatten var VS 58 % av TS (Jönsson et al., 2005).

Tabell 3. Massflöde för ingående avloppsfraktioner svartvatten, matavfall och gråvatten.

	Matavfall (kg/d)	Svartvatten (kg/d)	Gråvatten (kg/d)	Totalt (kg/d)
Totalmassa	32736	35088	1560000	1627824
Vatten	31918	34211	1559346	1625474
TS	818	877	654	2350
VS	769	763	379	1912
TN	19	150	14	183
TP	3	17	6	26

Fördelningen av TN, TP, TS, VS och totalmassa mellan avloppsfraktionerna presenteras med

procenthalt i figur 5. Resultatet visar att gråvatten var ett stort flöde med låga koncentrationer av näringsämnen. Matavfall och svartvatten hade lägre totalmassa med höga koncentrationer näringsämnen jämfört med gråvattnet.



Figur 5. Avloppsfraktionernas procenthalt för respektive parameter av det totala massflödet.

4.3. Näringsåtervinning

Systemlösningens som presenterats återvann 83 % av ingående kväve och 68 % av inkommande fosfor, enligt tabell 4.

Tabell 4. Återvinning av kväve och fosfor i procent och massa per dag för systemlösningen.

Total återvinning	Storhet	Enhet
Kväve	153	kg/d
	84	%
Fosfor	18	kg/d
	69	%

En översikt om var näringsämnen återvinns presenteras i tabell 5. Tabellen visar procentandel av näringsämnen närvaro i systemlösningen där majoriteten av ingående kväve bildar ammoniumsulfat och majoriteten av fosfor bildar struvitkristaller.

Tabell 5. Kvävet och fosfors procentuella närvaro i utgående ämnen och strömmar.

	Kväve (%)	Fosfor (%)
Ammoniumsulfat	76	0
Struvitkristaller	4	62
Biokol	2	3
Rötrest	2	5
Gråvatten	8	24
Utgående svartvatten+matavfall	8	7
Totalt	100	100

Massan av näringsämnen i produkter som producerats från systemlösningen presenteras i tabell 6.

Tabell 6. Näringsämnen i de produkter som produceras från systemlösningen.

Näringsåtervinning	Material	Storhet	Enhet
Kväve	Ammoniumsulfat	139	kg/d
	Struvitkristaller	7	kg/d
	Biokol	4	kg/d
	Rötrest	3	kg/d
Fosfor	Struvitkristaller	16	kg/d
	Biokol	0,7	kg/d
	Rötrest	1	kg/d

Produkter som producerades från systemlösningen enligt beräkningsmodellen presenteras i tabell 7. Störst massflöde var för ammoniumsulfat och lägst var för struvitkristaller.

Tabell 7. Totala massflödet för produkten som bildas i systemlösningen och vilken teknik som producerar produkten.

Totalt produkter	Teknik	Storhet	Enhet
Ammoniumsulfat	Ammoniak stripping	654	kg/d
Struvitkristaller	Struvitutfällning	129	kg/d
Biokol	HTC	307	kg/d
Rötrest	AnMBR	142	kg/d

4.4. Energiåtervinning

Biogasproduktionen skedde i röt-kammaren av AnMBR från systemlösningen och presenteras i tabell 8. Mest biogas producerades från matavfallet. Den totala metangasproduktionen var $644 \text{ m}^3/\text{d}$, vilket resulterar i $20 \text{ m}^3 \text{CH}_4/\text{pe}/\text{år}$. pe=personequivivalent.

Tabell 8. Biogasproduktionen och metangasproduktionen för systemlösningen.

Energiåtervinning	Biogas	Metangas	Enhet
AnMBR - matavfall	636	386	m^3/d
AnMBR - svartvatten	424	258	m^3/d
Totalt	1060	644	m^3/d

Den återvunna värmen från grävattnet presenteras i tabell 9.

Tabell 9. Värmeväxling från grävattnet.

Energiåtervinning	Storhet	Enhet
Värmeväxling	22	MWh/d

4.5. Energibehov

Högst elbehov hade AnMBR (svartvatten och matavfall) och ammoniak stripping, enligt tabell 10. Värmebehovet var högst för ammoniak stripping. Inget energibehov krävdes av HTC och våtoxideringen då dessa var självgående efter uppstart.

Pastörisering av matavfall utgjorde ett elbehov. Denna beräknades genom en satsreaktor för matavfallets massflöde. Volymen av reaktorn beräknades utifrån pastöriserings regler om 70°C under en timme (Hellstedt et al, 2009). Energin som beräknades var för uppvärmning av inkommande avfall i timman till angiven temperatur och värmeförlust som skedde för reaktorns sidor, som var 40 %.

Tabell 10. Energibehovet för systemlösningens tekniker.

Energibehov	Teknik	Storhet	Enhet
El	AnMBR (matavfall)	264	kWh/d
	AnMBR (svartvatten)	259	kWh/d
	Struvitutfällning	82	kWh/d
	Ammoniak stripping	253	kWh/d
	HTC	0	kWh/d
	Våtoxideration	0	kWh/d
	Avvattnings	745	kWh/d
Värme	AnMBR (matavfall)	499	kWh/d
	AnMBR (svartvatten)	327	kWh/d
	Struvitutfällning	0	kWh/d
	Ammoniak stripping	2564	kWh/d
	HTC	0	kWh/d
	Våtoxideration	0	kWh/d
	Pastörisering	125	kWh/d

4.6. Kemikaliebehov

Det finns fyra kemikalier som behöver tillsättas: magnesiumklorid, citronsyra, natriumhydroxid och svavelsyra. Högst kemikaliebehov var för ammoniak stripping, enligt tabell 11.

Tabell 11. Kemikaliebehovet för systemlösningen

Kemikaliebehov	Teknik	Storhet	Enhet
Citronsyra	Struvitutfällning	4	kg/d
Magnesiumklorid ($MgCl_2$)	Struvitutfällning	56	kg/d
Natriumhydroxid (NaOH)	Ammoniak stripping	658	kg/d
Svavelsyra (H_2SO_4)	Ammoniak stripping	493	kg/d

4.7. Utrymmesbehov

Utrymmesbehovet berodde på massflödes hastigheten och uppehållstiden för samtliga tekniker. Inget resultat för HTC, våtoxideration eller ammoniak stripping presenteras, då dessa involverade ett flertal volymer och inte en särskild volym som assisterar beslutstagare. En volym för dessa tekniker ger inte ett beskrivande resultat. Utrymmesbehovet visas i tabell 12.

Tabell 12. Utrymmesbehovet för samtliga tekniker i systemlösningen.

Utrymmesbehov	Storhet	Enhet
Rötkammare (svartvatten)	9	m ³
Rötkammare (matavfall)	8	m ³
Struvitutfällning	11	m ³

4.8. Driftkostnadsanalys för kemikalier

Tre scenarier för konstansanalys presenteras i tabell 13. Scenariot Medel är ett medelvärde av prisspannet för samtliga produkter. För scenariot Optimistiskt såldes produkter dyrt och inköp av kemikalier gjordes billigt. För det Pessimistiska scenariot såldes produkter billigt och kemikalier köptes dyrt. I samtliga fall var ammoniak stripping en ekonomisk förlust. För struvitutfällning och biokolproduktion var det en vinst i alla scenarier.

Tabell 13. Kostnadsanalys för inköpta kemikalier och eventuell försäljning av produkter.

	Scenario - Medel	Scenario - Optimistiskt	Scenario - pessimistiska	Enhet
Struvitutfällning	367	455	279	kr/d
Ammoniak stripping	-2555	-2146	-2965	kr/d
Biokol	586	586	586	kr/d
TOTALT	-1602	-1105	-2100	kr/d

Priser som användes i driftkostnadsanalysen presenteras utifrån scenario i tabell 14. Kursen var 8,93 kr/USD 25 maj 2021 (Forex, 2021).

Tabell 14. Priser för försäljning av produkter och inköp av kemikalier.

	Medel	Optimistiskt	Pessimist	Enhet
Magnesiumklorid (MgCl ₂)	150	100	200	USD/ton
Natriumhydroxid (NaOH)	345	320	370	USD/ton
Svavelsyra (H ₂ SO ₄)	280	260	300	USD/ton
Ammoniumsulfat	120	150	90	USD/ton
Struvitkristaller	385	330	440	USD/metric ton
Biokol	214	214	214	USD/ton

4.9. Känslighetsanalys

I känslighetsanalysen varierades ammoniak strippingens effektivitet, struvitutfällningens effektivitet, VS-reducering, procenthalt kväve i permeat efter AnMBR, procenthalt fosfor i permeat efter AnMBR, och HRT för AnMBR. Det ursprungliga resultatet för systemlösningen presenteras högst upp i tabell 15. Förtydligande: "%/100" betyder att storheten multipliceras med 100 för att sedan presenteras som procentandel.

Resultaten för HTC och våtoxidering var tagna från C-green genom mejlkontakt och kunde inte varieras i en känslighetsanalys. Däremot gjordes en linjär approximation för att utvärdera tekniken i känslighetsanalysen. Vilket gör att resultaten eventuellt varierar mot vad C-greens teknik levererar.

Tabell 15. Känslighetsanalys för systemlösning.

Variation av nyckeltal	Ursprunglig storhet	Testad storhet	Enhet	Kväveåtervinning (%)	Fosforåtervinning (%)	Metangas (m^3 /pe/år)	AnMBR svartvatten (m^3)	AnMBR matavfall (m^3)
Ursprungs systemlösning				83,85	69,37	19,60	9	8
Ammoniak strippning effektivitet	0,9	0,95	%/100	88,05	69,37	19,60	9	8
		0,8	%/100	75,43	69,37	19,60	9	8
Struvitutfällning effektivitet	0,9	0,95	%/100	83,87	72,81	19,60	9	8
		0,8	%/100	83,80	62,50	19,60	9	8
VS-reduceirng - AnMBR svartvatten	0,65	0,8	%/100	83,85	69,37	21,41	9	8
		0,5	%/100	83,85	69,37	17,79	9	8
VS-reduceirng - AnMBR matavfall	0,985	1	%/100	83,85	69,37	19,78	9	8
		0,8	%/100	83,85	69,37	17,39	9	8
Kväveavskiljning till permeat AnMBR - svartvatten	0,93	1	%/100	83,62	69,37	19,60	9	8
		0,8	%/100	84,27	69,37	19,60	9	8
		0,5	%/100	85,26	69,37	19,60	9	8
		0,2	%/100	86,24	69,37	19,60	9	8
Kväveavskiljning till permeat AnMBR - matavfall	0,827	0,95	%/100	83,72	69,37	19,60	9	8
		0,5	%/100	84,18	69,37	19,60	9	8
Fosforavskiljning till permeat AnMBR - svartvatten	0,96	1	%/100	83,86	69,13	19,60	9	8
		0,5	%/100	83,67	72,16	19,60	9	8
Fosforavskiljning till permeat AnMBR - matavfall	0,5961	0,9	%/100	83,87	69,00	19,60	9	8
		0,4	%/100	83,83	69,61	19,60	9	8
AnMBR HRT svartvatten	0,25	1	d	83,85	69,37	19,60	35	8
		0,125	d	83,85	69,37	19,60	4	8
AnMBR HRT matavfall	0,25	1	d	83,85	69,37	19,60	9	32
		0,25	d	83,85	69,37	19,60	9	4

5. Diskussion

Samtliga resultat kommer diskuteras utifrån beräkningsmodellen. Vidare kommer parametrar som påverkar resultatet att diskuteras tillsammans med känslighetsanalysen (se tabell 15). Resultaten kommer utvärderas mot bakgrund av studiens antagande och begränsningar.

5.1. Val av systemlösning

Lösningen som utvärderades valdes utifrån diskussioner med handledare på Stockholm Vatten och Avfall. AnMBR valdes på grund av intresset i användning av anläggningar med hög konservering av näringsämnen, litet utrymmesbehov och hög biogasproduktion. Målet med projektet var att återvinna näringsämnen och återvinna energi därmed var biogasproduktion och konservering av näringsämnen tillräckliga incitament att välja en AnMBR till systemlösningen.

HTC och våtoxidering valdes för att göra rötslammet luktfritt, minska slamvolym för att vara mer transportvänligt, minska lagringsbehov och för att tillverka biokol, som kan appliceras på jordbruk. Då Norra Djurgårdsstaden var placerad i Stockholms innerstad uppgavs nämnda egenskaper som tillräckliga incitament att välja HTC och våtoxidering.

Struvitutfällning och Ammoniak strippning var beprövade tekniker och används i Reco Lab som är Helsingborgs näringsfabrik. Det var tillräckliga incitament för att applicera teknikerna i systemlösningen.

En jämförelse av systemlösningen till andra systemlösningar har inte gjorts i studien men är av intresse för vidare studier. Det har inte undersökts ifall andra systemlösningar hade passat SVOAs intressen bättre.

På grund av de reningskrav som Henriksdals reningsverk har: 0,2 mg/l TP och 6 mg/l TN i utgående fas, behöver vattenfasen som utgår från näringsfabriken ytterligare rening. Därmed leds den vidare tillsammans med gråvatten till yttligre reningstekniker för att sedan ledas ut till recipient. Gråvatten hanterades inte i studien mer än för värmewäxling. Vidare rening av dessa fraktioner är utanför arbetets systemgräns.

5.2. Avloppsfraktioner

I tabell 3 presenteras de tre olika avloppsfraktionerna svartvatten, matavfall och gråvatten. Störst koncentration av näringsämnen kunde observeras i matavfallet och svartvattnet. Massan av TS, VS och TP per person var högst för svartvatten. Massa VS per person var högst för matavfallet.

Indata för avloppsfraktionerna samlades in från en studie som också undersökte källsorterande avloppssystem. Det var tydligt att ett flertal städer använder sig av vakuum spolande toaletter och matavfallsskvarnar med vakuumledningar för att minska vattenmängderna. Därför valdes indata från dessa system i studien för att efterlikna andra källsorterande avloppssystem. Användandet av snålspolande toaletter används för att minska volymen av avloppsfraktionerna. En minskad volym gör fraktionen mer koncentrerad. Matavfallet samlades i matavfallsskvarnar för att större mängd mat förväntas insamlas ifall det leds direkt från diskhon istället för till exempel matavfallspåse. Matavfallet leds i vakuumledningar för att minska på vattenmängden, på samma sätt som för svartvattnet.

I praktiken kan det förväntas att densiteten för avloppsfraktionerna bör vara högre än för vatten då avloppsfraktionerna innehåller mat eller fekalier utöver vatteninnehållet. Men för arbetet användes samma densitet som för vatten. Avloppsfraktioner förändras beroende på hushåll. Det förväntas variera på grund av ett flertal parametrar och det behövs vidare studier för att undersöka hur en variation kan påverka systemlösningen. Vidare studier angående den specifika densiteten bör göras för att dimensionera anläggningen.

5.3. Näringsåtervinning - Kväve

Utvinning av kväve gjordes genom ammoniak strippning, struvitutfällning, HTC + våtoxideration och genom avskiljning av kväve till rötrest. Det totala utvunna kvävet var 84 % av inkommande och presenteras i tabell 4. Enligt tabell 5 var 8 % av inkommande kväve närvarande i gråvattnet, som inte kunde återvinnas i presenterad systemlösning. Det fanns också 8 % av inkommande kväve i utgående vattenfas från näringsfabriken. I tabell 6 och 7 presenteras fördelningen mellan tillverkade produkter som kvävet närvarar i.

I beräkningsmodellen berodde återvinningen av kvävet på inkommande kväve, inkommande fosfor, struvitutfällnings effektivitet, ammoniak strippning utfällningseffektivitet, och avskiljning till rötrest i AnMBR, enligt känslighetsanalysen. Avskiljning av kväve i AnMBR, för beräkningsmodellen berodde på en procentandel som gick till en fastfas och en vattenfas. I AnMBR för matavfallet avskiljs 17 % av kvävet till rötresten. Avskiljningen av kvävet beror på ett flertal parametrar med i studien användes en procentandel för avskiljningen. Procentandelen som användes var från en studie som behandlar matavfall i en AnMBR. Nyckeltalet varierades i en känslighetsanalys för att undersöka resultaten av systemlösningen.

Ifall avskiljningen av kväve till permeatet ökade i AnMBR för matavfall minskade den totala återvinningen av kväve, enligt känslighetsanalys. En anledning till resultatet var att det är antaget att all rötrest var återvunnen och en ökad avskiljning av näringsämnen till rötresten ökar därmed återvinningen. En ökning av avskiljningen till permeatet kan ske ifall större del av kvävet inte var bundet i större partiklar och passerar därmed genom membranets porer i AnMBR, vidare till permeatet. Vidare studier om fraktionens kväveuppsättningar behövs göras för att undersöka hur en ökning av kvävet till permeatet var troligt.

Ifall avskiljningen av kväve ökade till permeatet i AnMBR för svartvatten minskade återvinningen av kväve, enligt känslighetsanalys. För svartvattnet avskildes 7 % av kvävet till rötslammet. Vilket kan tyda på att kvävet leds till biokol där det återvinns innan ammoniak strippning. Av det avskilda kvävet till rötslam blev 40 % biokol och 60 % vattenfas som leds vidare till ammoniak strippning. Den minskade återvinningen beror därför på att mindre andel kväve leds till biokolet, som avses återvinnas. En anledning till ökad koncentration av kvävet i permeatet var samma resonemang för matavfall AnMBR.

Ungefär 4 % av inkommande kväve återvanns som struvitkristaller, enligt tabell 5. Beräkningar av återvunnen kväve i struvitkristall beräknas utifrån andelen kväve i struvitkristaller, vilket beror på andel kväve i struvitkristall. Resultatet berodde på ingående fosfor till struvitutfällning och struvitutfällningens effektivitet. I beräkningsmodellen fälldes 0,45 kg kväve per 1 kg fosfor. Struvitutfällning används främst för att fälla ut fosfor och förhållandet mellan fosfor och magnesium

var det som styrde struvitutfällningen då det finns ett överskott av kväve i samtliga fraktioner. Effektiviteten av struvitutfällning påverkar återvinningen av kväve men diskuteras i återvinningen av fosfor.

Ifall allt kvävet hade avskilts till rötresten skulle ingen struvit kunna utvinnas. Struvitkristaller innehåller kväve och näringsämnet behövs för att skapa struvitkristaller. Vidare skulle det innebära att ingen fosfor skulle fällas i struvitutfällningen, ifall inget kväve närvarade. Scenariot hade antagligen berott på att membranet inte fungerat och att hela flödet leds ut till rötresten. Enligt beräkningsmodellen visar det på att allt näringsämnen hade återvunnits, eftersom rötresten återvinns till jordbruk. Men det skulle vara osannolikt då avvattningen hade returnerat stor mängd totalmassa vilket hade antagligen resulterat i membrane fouling.

Resonemanget om att ingen struvitkristall kan fällas ut då inget kväve närvarar var också ett argument till att struvitutfällningen var placerad innan ammoniak stripping, då kväve behövs för struvitkristallbildning. Däremot är det intressant för vidare studier ifall ammoniak stripping utfällnings effektivitet skulle minska ifall koncentrationen av kväve hade varit lägre. Placeringen av teknikerna valdes eftersom andra näringsfabriker hade denna uppställning.

En ökad avskiljning av fosfor till rötresten minskade utvinningen av kväve i beräkningsmodellen, enligt känslighetsanalysen. Det sker på grund av att utfällningen av struvitkristaller beror på inkommande fosfor. Ett minskat massflöde av fosfor till struvitutfällaren minskar på så sätt kväveåtervinningen då kvävet var en del av struvitkristall utfällningen. En ökad struvitutfällning ökade kväveåtervinningen i systemlösningen, enligt känslighetsanalysen, och berodde på samma resonemang.

Produktionen av ammoniumsulfat var högre i den här studien jämfört med en liknande studie (Kjerstadius, 2016). I den här beräkningsmodellen producerades 20 kg/pe/år ammoniumsulfat. I den andra studien producerades 13 kg/pe/år där en UASB användes för biogasproduktion med ett efterföljande struvitutfällning och ammoniak stripping för kombinerat avloppsfraktion av svartvatten och matavfall. En av anledningarna till den högre ammoniumsulfaten som utvanns i denna studie kan bero på den högre avskiljningen av kväve i UASB jämfört med AnMBR. I Kjerstadius (2016) avskiljs 9 % av kvävet till recipient och 13 % avskiljs i gasform. Vilket resulterar i att förlusterna av kväve innan ammoniak stripping är större än i denna studies AnMBR, där det inte avskiljes något till gasform. I denna studie avskildes 7 % av kvävet till rötslammet och 17 % av kvävet till rötresten, resterande kväve närvarar i vattenfasen. Matavfallet innehåller 11 % av inkommande kväve från matavfallet och svartvattnet, enligt beräkning från tabell 3. Vilket resulterar i en gemensam avskiljning på ungefär 8 % av inkommande kvävet jämfört med 21 % för UASB, för svartvatten och matavfalls fraktioner. Det avskilda kvävet till rötslammet leds vidare till ammoniak stripping vilket minskar avskiljningen till ammoniak stripping ännu mer. Tesen om att AnMBR konserverar näringsämne i systemet styrks då inget kväve avskiljs i gasform eller till en recipient. Skillnaden bör bero på flera parametrar men att AnMBR tycks konservera näringsämnen mer än UASB kunde konstateras utefter dessa två studier. Vidare behöver flera omständigheter undersökas för att kunna göra en direkt jämförelse mellan studierna. Skillnader i fler nyckeltal har inte gjorts.

Vid en ökad effektivitet av utfällt kväve i ammoniak stripping ökade återvinningen av kväve i systemlösningen och vid minskade utfällnings effektivitet så minskade återvinningen, enligt känslighetsanalys. Återvinning av kväve genom ammoniak stripping beror på ett flertal parametrar

men i beräkningsmodellen baseras återvinning av kväve på ingående kvävemängd och effektiviteten av ammoniak stripping. I verkligheten beror tekniken på fler parametrar som pH-värde, temperatur och koncentration av kväve. Detta skulle behöva undersökas vidare för att korrekta beräkna återvunnen kväve i form av ammoniumsulfat.

Separata ammoniak stripping mellan den kväverika fasen från HTC+våtoxideration och den kombinerade vattenfasen från struvitutfällningen, se figur 4, kan eventuellt öka andelen utfällt kväve från systemet. De två olika fraktionerna har olika karaktär och skulle med fördel inte sammanfogas. Vattenfasen från HTC+våtoxideration förväntas vara varmare och ha ett lägre flöde med högre koncentration av ammonium än vattenfasen från struvitutfällningen. Vidare studier behövs ifall separat ammoniak stripping för dessa ledningar kan minska värmebehov och kemikaliebehov, samtidigt som effektiviteten möjligtvis skulle kunna öka. Vidare studier om separata ammoniak stripping är av intresse för ett eventuellt mer effektivt system.

5.4. Näringsåtervinning - Fosfor

Utvinning av fosfor gjordes genom struvitutfällning, rötrest och biokol. Den totala utvunna fosfor var 69 % och presenteras i tabell 4. Enligt tabell 5 var 24 % av inkommande fosfor närvarande i gråvattnet som inte behandlas och 7 % i utgående vattenfas från näringsfabriken. I tabell 6 och 7 presenteras fördelningen mellan tillverkade produkter som fosfor närvarar i.

I beräkningsmodellen berodde återvinningen av fosfor på inkommande fosfor, avskiljning i AnMBR, struvitutfällningens effektivitet och HTC + våtoxideration, enligt känslighetsanalysen.

Avskiljning för fosfor i AnMBR var 40 % till rötresten och 4 % till röt slammet, av ingående fosfor för respektive avloppsfraktion. Den höga fosforavskiljningen till rötresten beror på att fosfor var bunden till större partiklar som inte passerar genom membranet på grund av porstorlekarna. Till exempel nämns i studien för nyckeltalet att en viss del av fosfor bildar naturliga struvitkristaller eller dikalium ammoniumfosfat, som leds vidare med rötresten då det större partiklarna inte går igenom membranet (Ariunbaatar et al., 2021). Att detta inte sker till lika stor del i svartvatten AnMBR beror antagligen på vilket sätt fosfor var bunden i fraktionen. Det bör nämnas att i studien som angav 40 % avskiljning till rötresten hanterades syntetiskt matavfall (Ariunbaatar et al., 2021). Syntetiskt matavfall bör vara annorlunda från naturligt matavfall och vidare studier om vad för skillnader som finns mellan dessa och hur det påverkar tekniken.

Vidare beror avskiljningen av fosfor på membranets storlek i en AnMBR. Då en större porstorlek troligtvis skulle släppa igenom större andel fosfor till permeatet och vidare till utvinning av struvitkristaller. Däremot var det oönskat att ha suspenderade ämnen vid struvitutfällning och ammoniak stripping, då detta kunde sänka effektiviteten, enligt Kjerstadius¹. För beräkningsmodellen och ovanstående resonemang var det önskat att större del av fosfor avskildes till rötresten än till vattenfasen för att återvinna mer fosfor. Ifall ökad fosforavskiljning till rötresten skedde ökade återvinningen av fosfor likt resonemanget för kväveavskiljningen till rötresten, se avsnitt 5.3.

Struvitutfällningen berodde på effektivitet utfälld struvitkristaller av ingående fosfor. Det användes ett nyckeltal för utfällningseffektiviteten från svartvatten som har rötats i en AnMBR. Vattenfasen som

¹ Hamse Kjerstadius Utvecklingsingenjör på NSVA, videosamtal 26 februari 2021.

genomgår struvitutfällning i systemlösningen består av nästan lika stora delar svartvatten och matavfall. Ett bättre nyckeltal hade varit ifall studien hade behandlat en blandning av matavfall och svartvatten i sin avloppsfraktion. Ett flertal parametrar styr effektiviteten av struvitutfällning och dessa gick inte att variera vid i beräkningsmodellen. Men en ökad utfällnings effektivitet kan bero på att högre dos magnesiumklorid tillsattes eller längre uppehållstid i struvitutfällnings tanken (Di Iaconi et al., 2010). En ökad dosering av magnesiumklorid ökar kemikaliebehovet och en längre uppehållstid ökar utrymmesbehovet, vilket diskuteras i avsnitten för kemikaliebehov och utrymmesbehov. En variation av effektiviteten gjordes i känslighetsanalysen och visade att mer fosfor fälls ut vid högre effektivitet struvitutfällning och det motsatta vid lägre effektivitet.

5.5. Energiåtervinning

Matavfall genererade mer biogas än svartvattnet för de separata röt kamrarna, enligt tabell 8. Biogasproduktion beror på ett flertal faktorer i verkligheten men i beräkningsmodellen var det VS-reduktionen, ett nyckeltal för metangas som bildas vid reducerad VS samt andel metangas i biogas som angav biogasproduktionen. Ingående VS beror på insamlade data för avloppsfraktionerna samt kvoten av VS som fanns i TS.

Den större mängd volym biogas från matavfallet berodde på att massflöde av VS var högre i matavfall än i svartvatten och reduceringen av VS var högre för matavfall än för svartvatten. Den lägre VS halten i svartvatten beror på den kemiska uppsättningen. Det nämns i flera artiklar att samrötning av matavfall och svartvatten är ett alternativ för att öka biogasproduktionen (Wang et al., 2020; Zhang et al., 2019; Bair et al., 2015). Det visade sig i andra studier att andelen metangas i biogas kan också öka vid samrötning (Cheng et al., 2021). I Cheng et al. (2021) presenteras att metangas andelen i biogasen ökade vid större andel matavfall i samrötningen. Den högsta metangasproduktionen var vid 75:25 matavfall:avloppsvatten. Vidare studier för ett sådant samband behövs för att fastslå korrelationerna och ifall svartvatten och matavfall är av intresse att samröta storskaligt. Vidare skulle en samrötning sänka kvalitén på utgående slam då rötrest och rötslam certifieras olika. Prioritetsordning för biogasproduktion eller högre slamkvalitet är intressant för vidare studier utifrån dessa resonemang.

Det har visats i studier att pastörisering innan röttningsprocessen kan ha positiva effekter på biogasproduktion. En anledning kan vara att under pastörisering blir VS mer lättnedbrytbara och kan därmed reduceras i större utsträckning (Rogstrand et al., 2012). Nyckeltalet som användes för VS reduceringen har inte nämnt ifall pastörisering har skett innan rötningen (Cheng et al., 2021). VS reduceringen som användes för matavfall och svartvatten var 98,5% respektive 65 %. En justering av dessa nyckeltal gjordes i känslighetsanalysen och visade att en högre reduktion av VS höjde biogasproduktionen och det motsatta vid en sänkning.

Värmeväxling i beräkningsmodellen berodde på totalmassa, ingående temperatur, värmekapacitet och värmeförluster. En total värmeåtervinning på 661 kWh/pe/år beräknades för denna systemlösning vilket stämmer överens med andra studiers resultat av värmeåtervinning från källsorterande avloppssystem, 660 kWh/pe/år (Lapajne, 2016) och 800 kWh/pe/år (Larsen, 2012). En översiktlig beräkning har gjorts för att belysa att det fanns eventuella energibesparingar genom att återvinna den värme som utgår med gråvattnet. Vidare studier om vilka parametrar som påverkar värmeväxling behövs för att fastställa energiåtervinning med värmeväxling behövs.

5.6. Energibehov

För beräkningar av energibehovet för AnMBR för svartvatten och matavfall användes samma nyckeltal. Nyckeltalet berodde på reducerad VS i röt-kammaren. Nyckeltalet var hämtat från en rapport som behandlade matavfall i en mesofil röt-kammare (Cheng et al., 2021). Det observerades ett högre energibehov för matavfallet än för svartvattnet i respektive AnMBR, enligt tabell 10. Resultatet var sådant då reduktionsgrad för matavfall var 98,5% och för svartvatten 65 % samtidigt som massan VS var högre i matavfall, enligt tabell 3. Nyckeltal för beräkningar av energibehovet var tagna från en rapport som utvärderade en labbskala anläggning. Vidare studier behövs för att fastställa energibehovet i en storskalig AnMBR. Variationer togs inte upp i känslighetsanalys.

Beräkningar inkluderade biogassparging av membranet, uppvärmning av röt-kammaren värmeförlust till omgivning, ledning av avloppsfraktion in till röt-kammare, mixning i röt-kammare, ledning till membranet och ledning ut ur AnMBR. Enligt de flesta nyckeltal för AnMBR användes mesofila förhållanden och därmed användes mesofila förhållanden vid beräkning av energibehovet för AnMBR.

Ett av de största energibehoven för AnMBR var för membranets underhåll, för att undvika membrane fouling. Det här arbetet har inte hanterat membran fouling då ämnet är stort och komplicerat. Däremot lyfts ämnet då det är ett av de största energibehoven för en AnMBR och ett tillvägagångssätt för att motverka detta är av intresse att lyfta och ta med sig vid konstruktion av en anläggning.

Energibehovet för HTC+våtoxideration var noll, enligt tabell 10. Siffror för tekniken samlades in från miljöteknikföretaget C-green som har en systemlösning för kombinationen av de två teknikerna. Den energi som HTC+våtoxideration efterfrågar kan återvinnas inom det egna systemet. Det behövs därmed inte tillsättas någon extern energi efter uppstart av tekniken, enligt Axegård².

Det finns fler parametrar som påverkar energibehovet för en pastörisering som till exempel ledningsförluster och tid för fluid att föras in och ut ur en satsreaktor. Men en översiktlig beräkning för energibehovet ansågs vara tillräckligt för att presentera ett energibehov.

Avvattningen berodde på totalmassa och energibehovet var högst för rötslammet. Avvattning gjordes för minskning av slammets volym gör det mer lätthanterligt; transportvänligt och mindre lagringsbehov. Vid en högre koncentration ökar också värmevärdet och kalorivärdet, vilket kan vara av intresse. Avvattnings beräkningar gjordes för att visa energibehovet men teknikens energibehov varierar beroende på vilket avvattningsteknik som används. TS-halten kan också varieras för olika ändamål, men varierades inte i studien. TS-halten för rötresten och rötslammet var 30% i studien. En högre TS-halt resulterar i högre energibehov och motsatsen för en lägre TS-halt.

Det största energibehovet i systemlösningen var för ammoniak strippning. Det är därmed önskvärt att minska detta energibehov. Tekniken har möjlighet att återanvända sig av värmeenergin för att minska energibehovet upp till 53–78 kWh/pe/år (Kjerstadius et al., 2016). Då värmebehovet är 78 kWh/pe/år betyder nästan hela värmebehovet kan förses med den här typen av värmewäxling. En sådan värmewäxling kan eventuellt minska energibehovet för ammoniak strippning och är intressant att vidare studera.

² Peter Axegård, CTO på C-green, videosamtal den 16 april 2021

5.7. Kemikaliebehov

I struvitutfällningen adderas magnesiumklorid för att fälla ut struvitkristaller. Studier har visat att en ökning av doseringen kan öka effektiviteten av utfällningen (Di Iaconi et al., 2010). En sådan enskild dosering som vidare påverkar effektiviteten av utfälld fosfor kunde inte göras i beräkningsmodellen. Men effektiviteten tros öka vid ökad dosering, men behövs undersökas i vidare studier.

Bindningseffektiviteten av magnesium till struvitkristaller påverkar doseringen av magnesium för struvitutfällningen. Det användes ett nyckeltal för att beräkna hur mycket magnesium som behövs tillsättas då endast 89 % av magnesiumet binds till struvitkristaller. Nyckeltalet varierar inte i känslighetsanalysen, men ifall en lägre bindningseffektivitet används bör massan av magnesium som behöver tillsättas öka, och motsatsen fall högre bindningseffektivitet antas.

Ammoniak strippning tekniken hade högst kemikaliebehov. Enligt tabell 11 behövde ammoniak strippning tekniken ungefär dubbelt så mycket kemikalier som massa utfälld ammoniumsulfat. I Norra Djurgårdsstaden var det önskat att ha låga kemikaliebehov och det är intressant att undersöka klimatpåverkan av addering av dessa kemikalier betyder. Ett högt kemikaliebehov kan resultera i transporter, lagring och externa kostnader. Kan det resultera i att kväveåtervinningen med ammoniak strippning har sämre klimatpåverkan än Haber-Bosch metoden? Vidare studier angående återvinningstekniker för kväve är av intresse för att minska på kemikaliebehovet i systemlösningen.

5.8. Utrymmesbehov

Utrymmesbehov för systemlösningen presenteras i tabell 12. Storleken för AnMBR för svartvatten och matavfall var ungefär lika stort. Storleken berodde på flödet och HRT. Utrymmesbehovet för ammoniak strippning, HTC och våtoxidationen presenterades inte. Dessa tekniker innebär ett flertal olika volymer i flera olika former. En presentation av en volym antogs inte vara representativ till att assistera beslutstagare och har därmed beslutats att inte kommenteras vidare i arbetet.

Utrymmesbehovet för en AnMBR förväntas vara mindre än en konventionell rötkammare då SRT och HRT kan särskiljas. Nyckeltalet som användes för HRT var från den största dokumenterade AnMBR som rapporterats (Kong et al., 2021) och hade ett utrymmesbehov på 5 m^3 . Inflödet för den anläggningen var 20 000 kg/d vid ett HRT på 6h och SRT på 29 dagar, vid rötning av avloppsvatten. Det angavs ett stort spann av HRT i litteraturstudien och därför varierades nyckeltalet i känslighetsanalysen och resultatet var att volymen på AnMBR blev större vid ett högre HRT och det motsatta vid ett lägre. Vidare studier om vilket HRT som passar för den presenterade systemlösningen behövs för att fastställa utrymmesbehovet för AnMBR. Rapportens AnMBR har ett massflöde på ungefär 35 000 kg/d, vilket var liknande för den nämnda studien (Kong et al., 2021). Därmed kan resultatet av 8 m^3 för matavfall och 9 m^3 för svartvatten vara rimligt.

Då samma ekvation används för beräkning av utrymmesbehovet för AnMBR och struvitutfällningen tros utrymmet öka vid ökad uppehållstid för struvitutfällning också. Vid en ökad uppehållstid ges mer tid för struvitkristaller att bildas i tanken och därmed kan effektiviteten öka. I beräkningsmodellen var inte HRT och utfällningseffektivitet kopplade till varandra och därmed kunde en sådan utvärdering inte göras. Vid ett HRT på 4h uppnås maximal utfällning av struvit från slakthusavfall som har behandlats i en AnMBR (Hakimi et al., 2020). Det antogs att uppehållstiden för struvitutfällning var detsamma för permeatet från matavfall och svartvatten efter en AnMBR, även fast karaktären av

avloppsvattnet inte var detsamma. Vidare studier angående förhållandet mellan effektivitet och uppehållstid är av intresse.

5.9. Driftkostnadsanalys för kemikalier

I driftkostnads analysen var de inköpta kemikalierna: magnesiumklorid, natriumhydroxid och svavelsyra. De produkter som antogs kan säljas var: ammoniumsulfat, struvitkristaller och biokol. Priserna angavs i ett spann och presenteras i tabell 14 och resultaten av de tre olika scenariona i tabell 13.

Det finns stor variation av försäljningspriser och inköpspriser för produkterna på internet, därför gjordes ett spann av olika priser. Kalkylen gjordes för att belysa att kemikaliebehov var högt för ammoniak stripping och en översiktlig driftkostnadsanalys var av intresse för att utvärdera systemlösningen ytterligare. För alla tre scenarion var ammoniak stripping driftkostnad högre än försäljningen.

Kväveåtervinningstekniken ammoniak stripping hade ett högt pris relativt systemlösningen. Inga andra alternativ för kväveåtervinningstekniker presenterades i studien men det är intressant att jämföra återvinningstekniken med andra för att eventuellt minska kostaden. Haber-Bosh processen förklaras ofta som energiintensiv och därmed kostsam. De kostnaderna som medföljer i en fullskalig anläggning skulle utgöra lämnas till studier inom företagsekonomi.

5.10. Sammanfattande diskussion

Systemlösningen som presenterades återvann kväve, fosfor och energi från ett källsorterande avloppssystem. Systemlösningen kan därmed vara ett bidragande alternativ för att bemöta den ökade efterfrågan av näringsämnen och energi.

Samrötning av svartvatten och matavfall är intressant för ökad biogasproduktion. Metoden kan däremot försämra slamkvalitén av utgående fastfas och kan därmed försvåra spridning på åkermark. Resonemanget lyfter en diskussion angående prioritering av återvinning av näringsämnen eller hög biogasproduktion. Applicering av rötrest på åkermark kan certifieras för att visa på god kvalitet, däremot kan rötslam inte certifieras till samma goda kvalitet vid applicering på jordbruk. För biokol finns inga appliceringsregler på jordbruk idag, vilket gör biokol till en produkt som kan användas på åkermark även fast det är tillverkat från rötslam. Kombinationen av samrötning och tillverkning av biokol kan vara av intresse för vidare studier, där hög biogasproduktion uppnås samtidigt som resten kan återvinnas till jordbruket direkt.

Återvinningen av näringsämnen minskar reningsbehovet då högre andel näringsämnen återvinns och följaktligen minskar utgående koncentration av kväve och fosfor. Systemlösningen lyckades att återvinna näringsämnen och att minska reningsbehovet för efterföljande reningssteg. Däremot var koncentrationerna av kväve och fosfor fortsatt för höga för att släppas ut direkt till recipient, därmed behövdes vidare rening.

Det välkänt att approximera en systemlösning linjärt från labskala till storskaligt är felaktigt. Studiens resultat bör därför behandlas utefter detta. Därmed behandlas beräkningarna i studien med varsamhet och används för underlag till beslutsunderlag.

6. Slutsats

Denna studie utvärderade en näringsfabrik som återvann kväve, fosfor och energi från ett källsorterande avloppssystem i Norra Djurgårdsstaden. Systemlösningen inkluderade AnMBR, struvitutfällning, ammoniak stripping, HTC, våtoxideration, pastörisering, värmewäxling och avvattning. Slutsatser för studien var följande:

- Systemlösningen återvann 84% kväve och 69% fosfor av inkommande avloppsvatten.
- Biogasproduktionen var 20 kubikmeter metangas per person per år.
- Ammoniak stripping hade högst energi- och kemikaliebehov i systemlösningen.
- Den ekonomiska driftkostnadsanalysen för kemikalier och försäljning av tillverkade produkter visade sig inte vara lönsam vid användningen av ammoniak stripping.
- Reningsbehovet för vattenfasen minskade men det fanns ett fortsatt reningsbehov efter näringsfabriken.

7. Förslag till vidare studier

En förstudie för en systemlösning i Norra Djurgårdsstaden har gjorts med avgräsningar. Vidare studier för att en anläggning ska konstrueras finns det behov av. Följande kommer ett utbud av förslag som kan vara av intresse utifrån den här studien.

En av de största utmaningarna vid användandet av AnMBR var membrane fouling. Membrane fouling kan leda till lägre reningsgrad av avloppsvattnet och haveri av systemet. Vidare studier för att undersöka energieffektiva tillvägagångssätt för att undvika membrane fouling är i behov av för att garantera reningseffektivitet.

En ökad biogasproduktion kan eventuellt uppnås vid samrötning av svartvatten och matavfall. Däremot kan samrötning sänka kvaliteten av den fasta fasen. Avloppsfraktionerna certifieras olika separat och en kombinerad fraktion skulle försämra kvalitén. Vidare studier om prioritetsordningen mellan slamkvalitet och eventuell öka biogasproduktion behöver göras.

Ammoniak strippning hade en hög återvinnings effektivitet av kväve men var samtidigt den mest energi- och kemikaliekrävande tekniken i systemlösningen. Ett alternativ till ammoniak strippning är av intresse för att inte minska på användning av kemikalier och energibehov för kväveåtervinning.

Vad för produkter bör utvinnas från ett källsorterande avloppssystem? En diskussion som behöver föras är vad marknaden söker för typ av produkter att kunna återvinna. Produkten som tillverkas ska kunna återvinnas för att skapa ett kretslopp. En återvunnen produkt utan applicerings möjlighet kan ändå inte återvinnas och är således ej ett kretslopp. Vidare kan det tänkas vara av intresse att kontakta lantbrukare för att undersöka vad för produkt som är av störst intresse för dem att applicera på jordbruk.

Gråvatten har inte utvärderats i större utsträckning i denna studie och vidare studier om hur näringsämnen kan utvinnas från avloppsfraktionen är av intresse för att utvinna större andel näring och energi från det planerade källsorterande avloppssystemet.

8. Referenser

- Abuabdou, S.M.A., Ahmad, W., Aun, N.C., Bashir, M.J.K., 2020. A review of anaerobic membrane bioreactors (AnMBR) for the treatment of highly contaminated landfill leachate and biogas production: Effectiveness, limitations and future perspectives. *Journal of Cleaner Production* 255, 120215. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120215>
- Achilli, A., Marchand, E., Childress, A., 2011. A performance evaluation of three membrane bioreactor systems: Aerobic, anaerobic, and attached-growth. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 63, 2999–3005. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.559>
- Adam, M.R., Othman, M.H.D., Abu Samah, R., Puteh, M.H., Ismail, A.F., Mustafa, A., A. Rahman, M., Jaafar, J., 2019. Current trends and future prospects of ammonia removal in wastewater: A comprehensive review on adsorptive membrane development. *Separation and Purification Technology* 213, 114–132. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2018.12.030>
- Alibaba, 2021a. Ammonium sulphate powder.
https://www.alibaba.com/product-detail/ammonium-sulphate-powder_60173624680.html?spm=a2700.galleryofferlist.normal_offer.d_title.3f2b54b77DX163&s=p
[2021-06-06]
- Alibaba, 2021b. Biochar, Charcoal-based fertilizer in branded boxes.
https://www.alibaba.com/product-detail/Biochar-Charcoal-based-fertilizer-in-branded_62563528812.html?spm=a2700.galleryofferlist.normal_offer.d_image.6b911e9cmgBGTr
[2021-06-06]
- Alibaba, 2021c. High Phosphorus Magnesium Fertilizer STRUVITE.
https://www.alibaba.com/product-detail/High-Phosphorus-Magnesium-Fertilizer-STRUVITE_60732910455.html?spm=a2700.galleryofferlist.normal_offer.d_title.24e129f1p9EWp3
[2021-06-06]
- Alibaba, 2021d. MgCl₂ price per ton Magnesium Chloride Anhydrous in flake.
https://www.alibaba.com/product-detail/MgCl2-price-per-ton-Magnesium-Chloride_60745751668.html [2021-06-06]
- Alibaba, 2021e. NaOH.
https://www.alibaba.com/product-detail/NaOH-price-99-caustic-soda-fleke_160019394900.0.html?spm=a2700.galleryofferlist.topad_creative.d_title.3084125bnL0r4r [2021-06-06]
- Alibaba, 2021f. Sulfuric Acid H₂SO₄.
https://www.alibaba.com/product-detail/Sulfuric-Acid-H2SO4-98-Commercial-Grade_1600196661889.html?spm=a2700.galleryofferlist.normal_offer.d_title.b76376efplRBxt
[2021-06-06]
- Álvarez, J.A., Armstrong, E., Presas, J., Gómez, M., Soto, 2004. Performance of a UASB-Digester System Treating Domestic Wastewater. *Environmental Technology* 25, 1189–1199. <https://doi.org/10.1080/09593332508618386>
- Andersson, K., Castor, M., 2005. Behandling av svartvatten och matavfall med anaerob membranbioreaktor och omvänd osmos. Stockholm Vatten, Projektpublikation nr 25.

- Ariunbaatar, J., Bair, R., Ozcan, O., Ravishankar, H., Esposito, G., Lens, P.N.L., Yeh, D.H., 2021. Performance of AnMBR in Treatment of Post-consumer Food Waste: Effect of Hydraulic Retention Time and Organic Loading Rate on Biogas Production and Membrane Fouling. *Front. Bioeng. Biotechnol.* 8. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2020.594936>
- Augustin, K., Skambraks, A.-K., Li, Z., Giese, T., Rakelmann, U., Meinzing, F., Schonlau, H., Günner, C., 2014. Towards sustainable sanitation – the HAMBURG WATER Cycle in the settlement Jenfelder Au. *Water Supply* 14, 13–21. <https://doi.org/10.2166/ws.2013.158>
- Bair, R., Ozcan, O., Calabria, J., Dick, G., Yeh, D., 2015. Feasibility of anaerobic membrane bioreactors (AnMBR) for onsite sanitation and resource recovery (nutrients, energy and water) in urban slums. *Water Science & Technology.* <https://doi.org/10.2166/wst.2015.349>
- Beckinghausen, A., Odlare, M., Thorin, E., Schwede, S., 2020. From removal to recovery: An evaluation of nitrogen recovery techniques from wastewater. *Applied Energy* 263, 114616. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.114616>
- Bonmatí, A., Flotats, X., 2003. Air stripping of ammonia from pig slurry: characterisation and feasibility as a pre- or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion. *Waste Management* 23, 261–272. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(02\)00144-7](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(02)00144-7)
- Capodaglio, A., Olsson, G., 2019. Energy Issues in Sustainable Urban Wastewater Management: Use, Demand Reduction and Recovery in the Urban Water Cycle. *Sustainability* 12, 266. <https://doi.org/10.3390/su12010266>
- Cheng, H., Li, Y., Hu, Y., Guo, G., Cong, M., Xiao, B., Li, Y.-Y., 2021. Bioenergy recovery from methanogenic co-digestion of food waste and sewage sludge by a high-solid anaerobic membrane bioreactor (AnMBR): mass balance and energy potential. *Bioresource Technology* 326, 124754. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124754>
- Cordell, D., White, S., 2011. Peak Phosphorus: Clarifying the Key Issues of a Vigorous Debate about Long-Term Phosphorus Security. *Sustainability* 3, 2027–2049. <https://doi.org/10.3390/su3102027>
- Coultry, J., Walsh, E., McDonnell, K.P., 2013. Energy and economic implications of anaerobic digestion pasteurisation regulations in Ireland. *Energy* 60, 125–128. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.07.059>
- Di Iaconi, C., Pagano, M., Ramadori, R., Lopez, A., 2010. Nitrogen recovery from a stabilized municipal landfill leachate. *Bioresource Technology* 101, 1732–1736. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.10.013>
- Durán, F., Zamorano-López, N., Barat, R., Ferrer, J., Aguado, D., 2018. Understanding the performance of an AnMBR treating urban wastewater and food waste via model simulation and characterization of the microbial population dynamics. *Process Biochemistry* 67, 139–146. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2018.02.010>
- Eekert, M., Weijma, J., Verdoes, N., de, B., Reitsma, B.A.H., den, B., 2012. Explorative research on innovative nitrogen recovery.
- Europaparlamentets och rådets rekommendation COM/2020/98 av den 11 december 2020 om cirkulär ekonomi för ett renare och mer konkurrenskraftigt Europa.

Forex, 2021. VALUTAKURSER.

<https://www.forex.se/valuta/aktuella-kurser> [2021-05-25]

Granström, K., 2014. Regler för hantering av rötrest. Karlstad: Karlstads universitet.

Günther, S., Grunert, M., Müller, S., 2018. Overview of recent advances in phosphorus recovery for fertilizer production. *Eng. Life Sci.* 18, 434–439. <https://doi.org/10.1002/elsc.201700171>

Guštin, S., Marinšek-Logar, R., 2011. Effect of pH, temperature and air flow rate on the continuous ammonia stripping of the anaerobic digestion effluent. *Process Safety and Environmental Protection* 89, 61–66. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2010.11.001>

Hakimi, M.H., Jegatheesan, V., Navaratna, D., 2020. The potential of adopting struvite precipitation as a strategy for the removal of nutrients from pre-AnMBR treated abattoir wastewater. *Journal of Environmental Management* 259, 109783. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109783>

Hellstedt, C., Starberg, K., Olsson, L., Hellström, D., Jonsson, L., Mossakowska, A., 2009. Ökad biogasproduktion vid Henriksdals reningsverk. Stockholm Vatten.

Hertel, S., Navarro, P., Deegener, S., Körner, I., 2015. Biogas and nutrients from blackwater, lawn cuttings and grease trap residues—experiments for Hamburg’s Jenfelder Au district. *Energy, Sustainability and Society* 5. <https://doi.org/10.1186/s13705-015-0057-5>

Hidalgo, D., Corona, F., Marroquin, J., Álamo, J., Aguado, A., 2015. Resource recovery from anaerobic digestate: struvite crystallisation versus ammonia stripping. *Desalination and Water Treatment* 57, 1–7. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.1001794>

Johansson, P-O., Kriström, B., 2016. Cost–Benefit Analysis for Project Appraisal. Cambridge University Press, Cambridge, UK

Jönsson, H., Baky, A., Jeppsson, U., Hellström, D., Kärrman, E., 2005. Composition of urine, faeces, greywater and biowaste. *Urban Water* 2005:6.

Karlsson, P., Aarsrud, P., de Blois, M. Återvinning av näringsämnen ur svartvatten. Svenskt Vatten 2008, Rapport Nr 2008-10.

Kinidi, L., Tan, I.A.W., Abdul Wahab, N.B., Tamrin, K.F.B., Hipolito, C.N., Salleh, S.F., 2018. Recent Development in Ammonia Stripping Process for Industrial Wastewater Treatment. *International Journal of Chemical Engineering* 2018, 1–14. <https://doi.org/10.1155/2018/3181087>

Kisser, J., Wirth, M., De Gussemé, B., Van Eekert, M., Zeeman, G., Schoenborn, A., Vinnerås, B., Finger, D.C., Kolbl Repinc, S., Bulc, T.G., Bani, A., Pavlova, D., Staicu, L.C., Atasoy, M., Cetecioglu, Z., Kokko, M., Haznedaroglu, B.Z., Hansen, J., Istenič, D., Canga, E., Malamis, S., Camilleri-Fenech, M., Beesley, L., 2020. A review of nature-based solutions for resource recovery in cities. *Blue-Green Systems* 2, 138–172. <https://doi.org/10.2166/bgs.2020.930>

Kjerstadius, H., Davidsson, Å., Jes la Cour Jansen., 2012. Hållbara system för biogas från avlopp och matavfall i H+området. SGC rapport 2012:271.

Kjerstadius, H., Bernstad Saraiva, A., Spångberg, J., 2016. Can source separation increase sustainability of sanitation management. VA- teknik Södra, Rapport Nr. 05.

- Kjerstadius, H., Bernstad Saraiva, A., Spångberg, J., Davidsson, Å., 2017. Carbon footprint of urban source separation for nutrient recovery. *Journal of Environmental Management* 197, 250–257. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.094>
- Kong, Z., Wu, J., Rong, C., Wang, T., Li, L., Luo, Z., Ji, J., Hanaoka, T., Sakemi, S., Ito, M., Kobayashi, S., Kobayashi, M., Qin, Y., Li, Y.-Y., 2021. Sludge yield and degradation of suspended solids by a large pilot-scale anaerobic membrane bioreactor for the treatment of real municipal wastewater at 25 °C. *Science of The Total Environment* 759, 143526. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143526>
- Kärroman, E., Arnell, M., Rydhagen, B., Svensson, G., Wittgren, HB., 2012. Multikriterieanalys för integrerade systemlösningar i H+ området. CIT Urban Water Management AB.
- Kärroman, E., Kjerstadius, H., Davidsson, Å., Hagman, M., Dahl, S., 2017. Källsorterande system för spillvatten och matavfall, Svenskt Vatten, Rapport Nr 2017-04.
- Larsen, T.A., Udert, K.M., Lienert, J., 2013. *Source Separation and Decentralization for Wastewater Management*. IWA Publishing.
- Lavonen, E., Bodlund, I., Dahlberg, K., Eriksson, U., Andersson, A., Bertilsson, S. Frösegård, C. Franke, V., Golovko, O., Ahrens, L., 2018. Dricksvattenberedning med nya reningstekniker – en pilotstudie. Svenskt vatten. Rapport 2018-07.
- Lennartsson, M., Kvarnström, E., 2017. Food and Energy in a Circular Economy. Carbon Neutral Cities Alliance Innovation Fund Round 2 RFP, Stockholm Stad.
- Li, B., Boiarkina, I., Yu, W., Huang, H.M., Munir, T., Wang, G.Q., Young, B.R., 2019. Phosphorous recovery through struvite crystallization: Challenges for future design. *Science of The Total Environment* 648, 1244–1256. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.166>
- Liu, Y., Zhang, K., Bakke, R., Li, C., Liu, H., 2013. Membrane installation for enhanced up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) performance. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 116, 357–361. <https://doi.org/10.1016/j.jbiosc.2013.03.004>
- Luostarinen, S., Sanders, W., Kujawa-Roeleveld, K., Zeeman, G., 2007. Effect of temperature on anaerobic treatment of black water in UASB-septic tank systems. *Bioresource Technology* 98, 980–986. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.04.018>
- Mahmoud, N., Zeeman, G., Gijzen, H., Lettinga, G., 2003. Solids removal in upflow anaerobic reactors, a review. *Bioresource Technology* 90, 1–9. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00095-6](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00095-6)
- Mainardis, M., Buttazzoni, M., Goi, D., 2020. Up-Flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Technology for Energy Recovery: A Review on State-of-the-Art and Recent Technological Advances. *Bioengineering* 7, 43. <https://doi.org/10.3390/bioengineering7020043>
- Mohr, M. & Trösch, W., 2013. Semi-centralised urban water management as prerequisite for water reuse. i: V. Lazarova, T. Asano, A. Bahri & J. Anderson, red. *Milestones in Water Reuse: The Best Success Stories*. London: IWA Publishing, pp. 97-105.
- Nationalencyklopedin, 2021. Membranfiltrering. <https://www.ne.se/upplagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/membranfiltrering> [2021-06-06]

- Naturvårdsverket, 2012. Biogas ur gödsel, avfall och restprodukter .
<https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6518-8.pdf>
 [2021-06-06]
- Naturvårdsverket, 2014. Rening av avloppsvatten i Sverige.
<https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-8703-6.pdf>
[pid=13143](#) [2021-06-06]
- Naturvårdsverket, 2021. Ingen övergödning
<https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Sveriges-miljomal/Miljokvalitet-smalen/Ingen-overgodning/> [2021-06-06]
- Niewitecka, K., 2018. Possibilities of heat energy recovery from greywater systems. E3S Web Conf. 30, 03003. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20183003003>
- Nordling, C.-, Österman, J., 2013. Physics handbook for science and engineering, 8. ed. ed. Studentlitteratur, Lund.
- Nordzell, H., Soutukorva Swanberg Å., 2018. Samhällsekonomisk analys av VA-system i Norra Djurgårdsstaden. Anthesis Enveco - Macro projekt.
- Norin, E., 2013. För- eller efterpastörisering vid biogasanläggningar. Avfall Sverige.
- Robles, Á., Durán, F., Giménez, J.B., Jiménez, E., Ribes, J., Serralta, J., Seco, A., Ferrer, J., Rogalla, F., 2020. Anaerobic membrane bioreactors (AnMBR) treating urban wastewater in mild climates. Bioresource Technology 314, 123763.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123763>
- Rogstrand, G., Olsson, H., Andersson, C.A., Johansson, N., Edström, M., 2012. Process för ökad biogasproduktion och energieffektiv hygienisering av slam. SGC Rapport 2012:269
- Roy, E.D., 2017. Phosphorus recovery and recycling with ecological engineering: A review. Ecological Engineering 98, 213–227. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.076>
- Run4life, 2021. Porto do Molle, Vigo (ES).
<https://run4life-project.eu/demosites/demo-site-porto-do-molle-vigo/> [2021-06-06]
- Powar, M.M., Kore, V.S., Kore, S.V., Kulkarni, G.S., 2013. Review on applications of UASB technology for wastewater treatment. International Journal of Advanced Science, Engineering and Technology 2, 125-133.
- Saqib, N.U., Sharma, H.B., Baroutian, S., Dubey, B., Sarmah, A.K., 2019. Valorisation of food waste via hydrothermal carbonisation and techno-economic feasibility assessment. Science of The Total Environment 690, 261–276. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.484>
- SCB, 2018. Vanligast för barn att bo i småhus.
<https://www.scb.se/hitta-statistik/statistik-efter-amne/hushallens-ekonomi/inkomster-och-inkomstfordelning/hushallens-boende/pong/statistiknyhet/hushallens-boende/> [2021-06-06]
- Schaum, C., 2018. Phosphorus: Polluter and Resource of the Future: Motivations, Technologies and Assessment of the Elimination and Recovery of Phosphorus from Wastewater. IWA Publishing.

- Shaddel, S., Bakhtiary-Davijany, H., Kabbe, C., Dadgar, F., Østerhus, S., 2019. Sustainable Sewage Sludge Management: From Current Practices to Emerging Nutrient Recovery Technologies. *Sustainability* 11, 3435. <https://doi.org/10.3390/su11123435>
- Shin, H., Youn, J., 2005. Conversion of food waste into hydrogen by thermophilic acidogenesis. *Biodegradation* 16, 33–44. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-0377-9>
- Siciliano, A., Limonti, C., Curcio, G.M., Molinari, R., 2020. Advances in Struvite Precipitation Technologies for Nutrients Removal and Recovery from Aqueous Waste and Wastewater. *Sustainability* 12, 7538. <https://doi.org/10.3390/su12187538>
- Skambraks, A.-K., Kjerstadius, H., Meier, M., Davidsson, Å., Wuttke, M., Giese, T., 2017. Source separation sewage systems as a trend in urban wastewater management: Drivers for the implementation of pilot areas in Northern Europe. *Sustainable Cities and Society* 28, 287–296. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2016.09.013>
- Smith, A.L., Stadler, L.B., Love, N.G., Skerlos, S.J., Raskin, L., 2012. Perspectives on anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater: A critical review. *Bioresource Technology, Membrane Bioreactors (MBRs): State-of-Art and Future* 122, 149–159. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.04.055>
- Stockholm stad (2017). Energisystemanalys. <https://vaxer.stockholm/omraden/norra-djurgardsstaden/forskning-och-utveckling/energisytemanalys/> [2021-02-08]
- Stockholms stad (2019). Norra Djurgårdsstaden Hållbarhetsredovisning 2019. https://vaxer.stockholm/globalassets/omraden/-stadsutvecklingsomraden/ostermalm-norra-djurgardsstaden/hallbar-stadsutveckling/resultat-2019/hallbarhetsredovisning_norradjurgardstaden_2019.pdf [2021-02-08]
- Stockholm Vatten och Avfall (2021). Om oss. <https://www.stockholmvattenochavfall.se/om-oss/> [2021-06-06]
- Stockholm Vatten och Avfall (2018). Slamstrategi för Stockholm Vatten och Avfall. https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/pdf1/strategier/18m673-slamstrategi_med_bilagor.pdf [2021-06-06]
- Svenskt Vatten (2020). Aktivt uppströmsarbete med Revaq-certifiering. <https://www.svensktvatten.se/vattentjanster/avlopp-och-miljo/kretslopp-och-uppstromsarbet/revaq-certifiering/> [2021-06-06]
- Svenskt Vatten (2021). Regler för certifieringssystemet. <https://www.svensktvatten.se/globalassets/avlopp-och-miljo/uppstromsarbete-och-kretslopp/revaq-certifiering/revaq-regler-2021-utgava-7.1.pdf> [2021-06-06]
- Sun, H., Mohammed, A.N., Liu, Y., 2020. Phosphorus recovery from source-diverted blackwater through struvite precipitation. *Science of The Total Environment* 743, 140747. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140747>
- Tchobanoglous, G., Metcalf & Eddy, Inc, AECOM (Eds.), 2014. *Wastewater engineering: treatment and resource recovery*, 5. ed., internat. student ed. ed. McGraw-Hill, New York, NY.

- Tungler, A., Szabados, E., Hosseini, A.M., 2015. Wet Air Oxidation of Aqueous Wastes. *Wastewater Treatment Engineering*. <https://doi.org/10.5772/60935>
- von Bahr, B., Kärman, E., 2019. Tekniska processer för fosforåtervinning ur avloppsslam. RISE Rapport 2019:59.
- Yahav Spitzer, R., Mau, V., Gross, A., 2018. Using hydrothermal carbonization for sustainable treatment and reuse of human excreta. *Journal of Cleaner Production* 205, 955–963. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.126>
- Yenigün, O., Demirel, B., 2013. Ammonia inhibition in anaerobic digestion: A review. *Process Biochemistry* 48, 901–911. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2013.04.012>
- Yoshida, H., Li, Z., Forstner, G., Goel, R., 2018. Full Scale Implementation of AirPrex Phosphorus Recovery and the Development of a Mechanistic Process Model in GPS-X™. *proc water environ fed 2018*, 5308–5316. <https://doi.org/10.2175/193864718825138745>
- Zhang, L., Guo, B., Zhang, Q., Florentino, A., Xu, R., Zhang, Y., Liu, Y., 2019. Co-digestion of blackwater with kitchen organic waste: Effects of mixing ratios and insights into microbial community. *Journal of Cleaner Production* 236, 117703. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117703>
- Zhou, K., Remy, C., Kabbe, C., Barjenbruch, M., 2019. Comparative environmental life cycle assessment of phosphorus recovery with different generations of the AirPrex® systems. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 16, 2427–2440. <https://doi.org/10.1007/s13762-018-1881-x>
- van Voorthuizen, E., Zwijnenburg, A., van der Meer, W., Temmink, H., 2008. Biological black water treatment combined with membrane separation. *Water Research* 42, 4334–4340. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.06.012>
- Wang, H., Li, Z., Zhou, X., Wang, X., Zuo, S., 2020. Anaerobic Co-Digestion of Kitchen Waste and Blackwater for Different Practical Application Scenarios in Decentralized Scale: From Wastes to Energy Recovery. *Water* 12, 2556. <https://doi.org/10.3390/w12092556>
- Winkler, M.K., Straka, L., 2019. New directions in biological nitrogen removal and recovery from wastewater. *Current Opinion in Biotechnology, Energy Biotechnology • Environmental Biotechnology* 57, 50–55. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2018.12.007>

Bilaga 1

I följande tabell visas nyckeltal för AnMBR matavfall.

AnMBR - Matavfall	Parameter	Storhet	Enhet	Kommentar	Källa
	Densitet matavfall	1	kg/l	Densitet för matavfall	Cheng et al., 2021
Permeat	TS	0,172	%/100	TS som följes med i permeat	Bair et al., 2015
	TN	0,827	%/100	Kväve som leds med permeat	Ariunbaatar et al., 2021
	TP	0,5961	%/100	Fosfor som leds med permeat	Ariunbaatar et al., 2021
	TSS	0		Antagande att 0 TSS utgår i permeat	Andersson & Fujii, 2021
	VSS	0		Antagande att 0 VSS utgår i permeat	Andersson & Fujii, 2021
Rötrest	TS	0,948	%/100	Som bryts ner, resterande avskiljs med rötrest	Cheng et al., 2021
	VS	0,985	%/100	Som bryts ner, resterande avskiljs med rötrest	Cheng et al., 2021
	TS halt	0,3	%/100	Avvattnat slam	Naturvårdsverket, 2012
	TN	0,173	%/100	Kväve som leds med rötrest	Ariunbaatar et al., 2021
	TP	0,4039	%/100	Fosfor som leds med rötrest	Ariunbaatar et al., 2021
Biogas	Vattenånga	0,008	%/100	Vattenmängd i biogas	Bair et al., 2015

Bilaga 2

I följande tabell visas nyckeltal för AnMBR svartvatten.

AnMBR - Svartvatten	Parameter	Storhet	Enhet	Kommentar	Källa
	Densitet svartvatten	1	kg/l	Densitet för svartvatten	Andersson & Castor, 2005
Permeat	Massbalans ts	0,639	%/100	TS som följes med i permeat	Bair et al., 2015
	TN	0,93	%/100	Kväve som leds med permeat	van Voorthuizen et al., 2008
	TP	0,96	%/100	Fosfor som leds med permeat	van Voorthuizen et al., 2008
	TSS	0	%/100	Antagande att 0 TSS utgår i permeat	Andersson & Fujii, 2021
	VSS	0	%/100	Antagande att 0 VSS utgår i permeat	Andersson & Fujii, 2021
Rötslam	TS-halt	0,3	%/100	Avvattnat slam	Naturvårdsverket, 2012
	VS reducering	0,65	%/100	Som bryts ner, resterande avskiljs med rötrest	Kjerstadius et al., 2012
	TP	0,07	%/100	Kväve som leds med rötslam	van Voorthuizen et al., 2008
	TN	0,04	%/100	Fosfor som leds med rötslam	van Voorthuizen et al., 2008
Biogas	Vattenånga	0,008	%/100	Vattenmängd i biogas	Bair et al., 2015

Bilaga 3

I följande tabell visas nyckeltal för biogasproduktion och energibehov för AnMBR.

Beräkningar AnMBR biogasproduktion och Enerigibehov	Parameter	Storhet	Enhet	Kommentar	Källa
Biogasproduktion beräkningar - AnMBR	CH4-produktion - matavfall	510	NL CH4/kg VS reducerad	Biogas som bildas vid reducerat VS	Kjerstadius et al., 2012
	CH4-produktion - svartvatten	520	NL CH4/ kg VS reducerat	Biogas som bildas vid reducerat VS	Kjerstadius et al., 2012
	Metangas/biogas	0,608	%/100	Andel metangas i biogas	Cheng et al., 2021
Energibehov - AnMBR	E (biogas)	1,02	kJ/g-VS	Biogassparning	Cheng et al., 2021
	E(heat)	2,28	kJ/g-VS	Värmebehov	Cheng et al., 2021
	E (heat loss)	0,09	kJ/g-VS	Värmeförlust	Cheng et al., 2021
	E (feeding)	0,07	kJ/g-VS	Matning av flöde	Cheng et al., 2021
	E (mixing)	0,08	kJ/g-VS	Omblandning	Cheng et al., 2021
	E (sludge cycle)	0,2	kJ/g-VS	Matning av flöde	Cheng et al., 2021
	E (permeat)	0,51	kJ/g-VS	Matning av flöde	Cheng et al., 2021

Bilaga 4

I följande tabell visas nyckeltal för övriga tekniker.

Övriga tekniker	Parameter	Storhet	Enhet	Kommentar	Källa
Avvattning	Avvattning	0,21	kWh/kg	Energibehov för avvattning från 10–30 % TS	Tchobanoglous et al. 2014
Struvitutfällning	Utfällning av fosfor	0,9	%/100	Effektivitet av utfälld fosfor	Sun et al., 2020
	Renlighet	0,949	%/100	Renlighet av struvitkristaller	Sun et al., 2020
	Mg som binder till struvit	0,89	%/100	Magnesium som binds till struvitkristaller	Hakimi et al., 2020
	HRT	0,167	d	Uppehållstid i struvitutfällning	Hakimi et al., 2020
	Elektricitet	2,5	kWh/cap/år	Elbehov	Kjerstadius et al., 2016
	Citric behov	0,12	kg citric/pe/år	Citronsyra-behov	Kjerstadius et al., 2016
	Grundämnen	Mg, N, P, H, O, Cl	Molmassa	För kemiska beräkningar	Nordling & Österman, 2013
Ammoniak Strippning	NaOH	20	kg NaOH/pe/år	Behov av NaOH	Kjerstadius et al., 2016
	H ₂ SO ₄	15	kg H ₂ SO ₄ /pe/år	Behov av H ₂ SO ₄	Kjerstadius et al., 2016
	Elbehov	7,7	kWh/pe/år	Elbehov	Kjerstadius et al., 2016
	Värmebehov	78	kWh/pe/år	Värmebehov	Kjerstadius et al., 2016
Värmeväxling	Förluster i system	40	%	Värmeförlust	Niewitecka 2018
	T (gråvatten)	30	°C	Temperatur gråvatten	Niewitecka 2018
	T (växlings flöde)	10	°C	Temperatur växlings flöde	Larsen 2013
	cp	4,18	kJ/kg/°C	Antaget, mestadels vatten	Nordling & Österman, 2013
Pastörisering	U	2	Wm-2/°C	Värmemotstånd	Coultrey et al., 2013
	C _p	4,18	kJ/kg/°C	Värmekapacitet	Nordling & Österman, 2013
	T för pastörisering	70	°C	Regler för hygienisering	Hellstedt et al., 2009
	t	1	h	Regler för hygienisering	Hellstedt et al., 2009

Bilaga 5

I följande tabell visas Nyckeltal för HTC och våtoxideration. Vissa av nyckeltalen som presenterats har linjär approximerats från de siffror som källan angav, se kommentar.

HTC+ våtoxideration					
	Parameter	Storhet	Enhet	Kommentar	Källa
	TS	0,63	%/100	Linjär approximation, avskiljning av inkommande	Axegård ³
	VS	0,62	%/100	Linjär approximation, avskiljning av inkommande	Axegård ³
	TN	0,4	%/100	Värden från C-green, avskiljning av inkommande	Axegård ³
	TP	0,995	%/100	Värden från C-green, avskiljning av inkommande	Axegård ³
	Biokol	TS-halt	0,65	%/100	Värden från C-green, avskiljning av inkommande
	Totalmassa	0,6838	%/100	Linjär approximation, avskiljning av inkommande	Axegård ³
	TN	0,6	%/100	Värden från C-green, avskiljning av inkommande	Axegård ³
	Vattenfas	TP	0,005	%/100	Värden från C-green, avskiljning av inkommande

³ Peter Axegård, CTO på C-green, videosamtal den 16 april 2021.

Bilaga 6

I följande tabell visas Nyckeltal för driftkostnadsanalysen.

Parameter	Mätetal	Enhet	Kommentar	Källa
Magnesiumklorid (MgCl ₂)	100-200	USD/ton	Kostnadsspann för magnesiumklorid	Alibaba, 2021d
Natriumhydroxid (NaOH)	320-370	USD/ton	Kostnadsspann för natriumhydroxid	Alibaba, 2021e
Svavelsyra (H ₂ SO ₄)	260-300	USD/ton	Kostnadsspann för svavelsyra	Alibaba, 2021f
Ammoniumsulfat	90-150	USD/ton	Kostnadsspann för ammoniumsulfat	Alibaba, 2021a
Struvitkristaller	330-440	USD/metric ton	Kostnadsspann för struvitkristaller	Alibaba, 2021c
Biokol	214	USD/ton	Kostnadsspann för biokol	Alibaba, 2021b
Kurs	8,42	kr/USD	Aktuell kurs	Forex, 2021