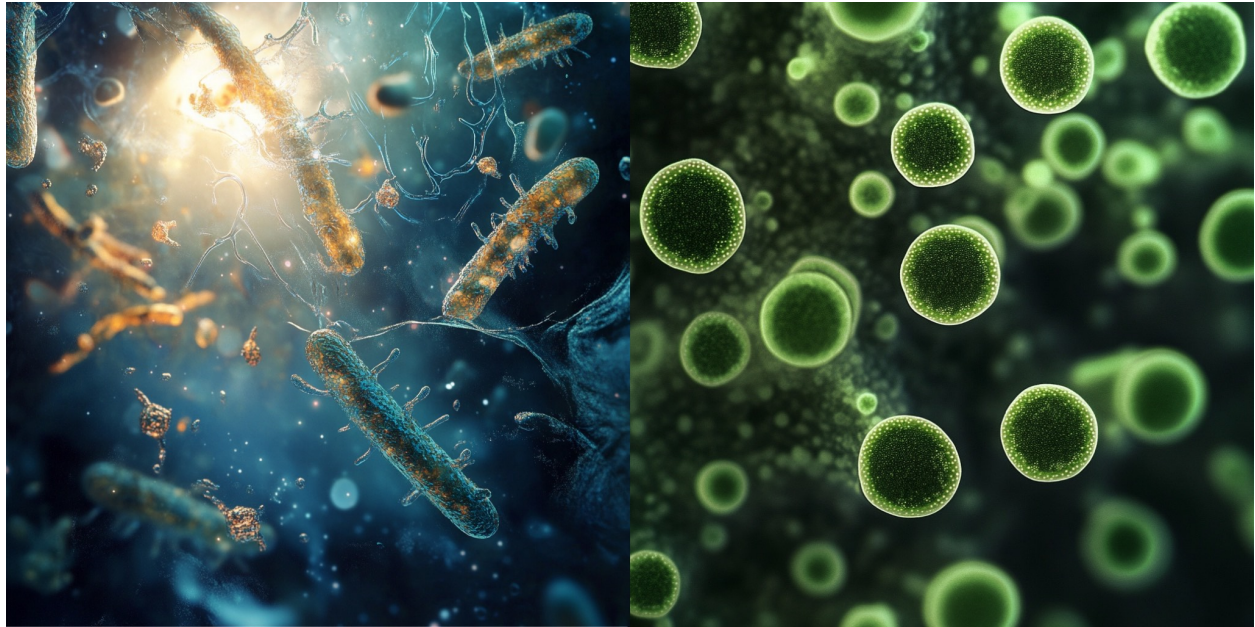




CHALMERS
UNIVERSITY OF TECHNOLOGY



Cirkulär näringsåtervinning: Kväve och fosfor från avloppsvatten till fiskfoder genom mikroalger och bakterier

Kandidatarbete vid institutionen för Arkitektur och samhällsbyggnadsteknik

AMMAR ALKHATIB, MATILDA EMANUELSSON, JACOB LUNDIN, OSCAR MEDBLOM,
MARTIN OPPERUD & KLARA TROFAST

INSTITUTIONEN FÖR ARKITEKTUR OCH SAMHÄLLSBYGGNADSTEKNIK

CHALMERS UNIVERSITY OF TECHNOLOGY
Gothenburg, Sweden 2025
www.chalmers.se

KANDIDATARBETE 2025

**Cirkulär näringsåtervinning: Kväve och fosfor från
avloppsvatten till fiskfoder genom mikroalger och
bakterier**

AMMAR ALKHATIB, MATILDA EMANUELSSON, JACOB
LUNDIN, OSCAR MEDBLOM, MARTIN OPPERUD & KLARA
TROFAST



CHALMERS
UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

Institutionen för Arkitektur och samhällsbyggnadsteknik
CHALMERS UNIVERSITY OF TECHNOLOGY
Gothenburg, Sweden 2025

Cirkulär näringsåtervinning: Kväve och fosfor från avloppsvatten till fiskfoder genom mikroalger och bakterier

© AMMAR ALKHATIB, MATILDA EMANUELSSON, JACOB LUNDIN, OSCAR MEDBLOM, MARTIN OPPERUD & KLARA TROFAST, 2025.

Handledare: Oskar Modin, Institutionen för Arkitektur och samhällsbyggnadsteknik
Examinator: Britt-Marie Wilén, Institutionen för Arkitektur och samhällsbyggnadsteknik

Kandidatarbete 2025
Institutionen för Arkitektur och samhällsbyggnadsteknik
Chalmers University of Technology
SE-412 96 Gothenburg
Sweden
Telephone +46 31 772 1000

Cover: AI-genererad bild av bakterier till vänster och mikroalger till höger.

Typeset in L^AT_EX
Gothenburg, Sweden 2025

Cirkulär näringsåtervinning: Kväve och fosfor från avloppsvatten till fiskfoder genom mikroalger och bakterier

AMMAR ALKHATIB, MATILDA EMANUELSSON, JACOB LUNDIN, OSCAR MEDBLOM, MARTIN OPPERUD & KLARA TROFAST

Institutionen för Arkitektur och samhällsbyggnadsteknik
Chalmers University of Technology

Abstract

This thesis examines the implementation of fish feed production through growth of bacterial and micro algal biomass with nutrients from wastewater at a treatment facility. In order to investigate this, a study with supporting calculations was conducted to determine the energy and land usage necessary for the introduction of such a production processes. This was achieved through analysing relevant articles and studies. Furthermore the study examines the optimal point in a wastewater treatment facility at which such a production process should be implemented. This was done by experimentally determining which form of nitrogen bacteria and microalgae prefer for optimal growth.

The results of this study show that the application of bacterial growth using nutrients from wastewater is significantly more efficient in terms of land and energy use. The experimental results show that this type of system should be implemented after the nitrification step in the wastewater treatment process to ensure optimal bacterial growth.

The findings of the study highlight the future potential of using bacterial biomass for fish feed production. Its low energy and land requirements make implementation of bacterial biomass production a relevant focus for future research in recycling of wastewater nutrients.

Keywords: Wastewater treatment, Bacteria cultivation, Microalgae cultivation, Fish feed.

Tillkännagivanden

Vi som grupp vill rikta ett stort tack till vår handledare Oskar Modin för hans engagemang och värdefulla vägledning under arbetets gång. Oskar har bidragit med goda idéer och alltid funnits tillgänglig för att kunna svara på våra frågor. Vi vill även rikta ett tack till Ola Öberg på Recirkfisk. Ola har förbättrat vår förståelse för fiskodling och har även kunnat svara på ämnesspecifika frågor om fiskodling. Vi vill dessutom tacka Angela Wolff och Olga Kourtchenko och albanken GUMACC som bidrog med mikroalger för att vi skulle kunna genomföra vår laboration.

Ammar Alkhatib, Matilda Emanuelsson, Jacob Lundin,
Oscar Medblom, Martin Opperud & Klara Trofast
Göteborg, maj 2025

Innehåll

1	Inledning	1
1.1	Syfte	1
1.2	Frågeställningar	2
1.3	Avgränsningar	2
1.4	Samhälleliga och etiska aspekter	3
2	Teori	4
2.1	Vattenbehandling	4
2.1.1	Ryaverkets reningsprocess	5
2.1.2	Reningsprocess med näringsåtervinning	7
2.1.3	Energibehov för rening av kväve och fosfor	8
2.2	Haber-Bosch-processen	8
2.2.1	Energibehov för Haber-Bosch-processen	9
2.3	Fiskfoder	9
2.4	Bakterieproduktion	10
2.4.1	Upptagning av näringsämnen genom bakterieodling	10
2.4.2	Biomassaproduktion genom bakterieodling	11
2.4.3	Energibehov för bakterieodling	11
2.4.4	Ytbehov för bakterieodling	12
2.4.5	Bakterier som fiskfoder	13
2.5	Mikroalgsproduktion	13
2.5.1	Upptagning av näringsämnen genom mikroalgsodling	13
2.5.2	Biomassaproduktion genom mikroalgsodling	14
2.5.3	Energibehov för mikroalgsodling	14
2.5.4	Ytbehov för mikroalgsodling	16
2.5.5	Mikroalger som fiskfoder	16
3	Metod	17
3.1	Metod för litteraturstudie	17
3.1.1	Systemantaganden	17
3.1.2	Metod för beräkning av bakterieodlingens energi- och ytbehov	18
3.1.3	Metod för beräkning av mikroalgsodlingens energi- och ytbehov	18
3.2	Metod för laborationen	18
3.3	Analys av laborativa resultat	21
4	Resultat	22

4.1	Bakterieproduktion	22
4.2	Mikroalgsproduktion	23
4.3	Laborationsresultat	23
5	Diskussion	26
5.1	Tolkning av resultat	26
5.2	Jämförelse av resultat	27
5.3	Miljö och etiska aspekter	28
5.4	Felkällor	29
6	Slutsats	30
A	Appendix 1 - Energibehov för bakterieodling	I
A.1	Temperaturhöjning	I
A.2	Omrörning i reaktor	II
B	Appendix 2 - Ytbehov för bakterieodling	III
B.1	Ytbehovsberäkningar	III
B.1.1	Ytbehov per kg biomassa på ett dygn	III
B.1.2	Ytbehov per kg biomassa på en vecka	IV
B.1.3	Ytbehov per kg biomassa på en vecka inkluderat med elekt- rolys och torkning	IV
C	Appendix 3 - Energibehov för mikroalgsodling	V
C.1	Temperaturuppvärmning	V
C.2	Skördning	VI
C.3	Torkning	VI
C.4	Belysning	VI
C.5	CO ₂ -tillförsel	VII
D	Appendix 4 - Ytbehov för mikroalgsodling	VIII
E	Appendix 5	IX
E.1	Beräkning av TSS och VSS	IX
E.2	T-test för TSS och VSS	X
E.2.1	T-test för upptagning av nitrat	XIV
E.2.2	ANOVA-jämförelse för fosfathalterna i samtliga prover	XV
E.2.2.1	Matlabkod ANOVA	XV

1

Inledning

Ökad hållbarhet och resurseffektivitet är centralt i dagens samhällen och för att främja detta krävs nya och innovativa lösningar. Urbanisering skapar ett ökat behov av lösningar som stärker självförsörjning och resurseffektivitet i den byggda miljön. Idag återvinns inte kväve och fosfor på ett effektivt sätt trots att de är avgörande för dagens matproduktion. Industriell framställning av dessa näringsämnen är en energikrävande process som orsakar både utsläpp av växthusgaser och övergödning. Denna studie undersöker möjligheten att integrera näringsåtervinning av kväve och fosfor i ett avloppsreningsverk. Detta skulle kunna vara en tillämpning som skapar cirkulära resursflöden där avfall omvandlas till användbara produkter. Integrationen fokuserar på näringsåtervinning i form av odling av mikroalger och bakterier som i sin tur genererar biomassa för fiskfoderapplikation. Utformningen av ett reningsverk med näringsåtervinning skulle kunna innebära att behoven av kemiska och biologiska reningssteg minskas eller eventuellt ersätts, och samtidigt minska beroendet av industriellt producerade näringsämnen.

1.1 Syfte

Denna studie syftar till att undersöka cirkulära produktionsmetoder inom fiskfoderproduktion. Undersökningen utvärderar möjligheten att återvinna näringsämnen från avloppsvatten genom att jämföra produktionen av fiskfoder från bakterier och mikroalger som odlas med avloppsvatten. Undersökningen fokuserar på att jämföra metodernas energi- och ytbehov.

Studien har också som syfte att bestämma vilken form av kväve som i störst utsträckning tas upp av bakterier och mikroalger för att bestämma var ett odlingsystem bör implementeras i ett avloppsreningsverk. Detta undersöks med hjälp av laborativt arbete och analys av dess resultat.

1.2 Frågeställningar

Utifrån studiens syfte har följande frågeställningar formulerats:

- Hur mycket energi och hur mycket yta krävs för att producera bakteriellt fiskfoder respektive mikroalgbaserat fiskfoder med näringsämnen från avloppsvatten?
- Var i avloppsreningsprocessen borde ett eventuellt bakterie- eller mikroalgsodlingssystem implementeras?

1.3 Avgränsningar

Studien utgår från återvinning av kväve och fosfor från Ryaverkets avloppsvatten. Ryaverket är ett reningsverk i Göteborg, ägt av Gryaab, som hanterar avloppsvatten från ungefär 830 000 personer i Ale, Göteborg, Härryda, Kungälv, Lerum, Mölndal och Partille. Ryaverket har valts som utgångspunkt eftersom en framtida anläggning för näringsåtervinning med stor sannolikhet skulle placeras i anslutning till ett befintligt reningsverk. Arbetet fokuserar på produktion av mikroalger och bakterier genom återvinning av kväve och fosfor med syftet att användas som fiskfoder.

Undersökningen av både bakterieodlingen och mikroalgsodlingen har avgränsats för att fokusera på ett optimerat system som tar hänsyn till energianvändning och yta. Av samma anledning kommer beräkningar att utföras utifrån idealiska förhållanden och variationer i faktorer som temperatur, pH och ljus kommer inte att undersökas.

Undersökningen av bakterieodlingen avgränsas till vätgasoxiderande bakterier i kontinuerliga odlingsystem med in- och utflöde. Arbetet har begränsats till kontinuerlig odling eftersom detta odlingsätt ger större utbyte än exempelvis satsvis odling. Arbetet kommer att fokusera på vätgasoxiderande bakterier eftersom de behöver vätgas från exempelvis elektrolys, som är en energikrävande process. Vätgasoxiderande bakterier blir därför jämförbara med mikroalger som i sin odlingsprocess behöver ljus, precis som elektrolys kräver energi.

Undersökningen av mikroalgsodlingen avgränsas till fotobioreaktorer, med särskilt fokus på airlift-system. Airlift-systemet har valts för sin effektiva lufttillförsel och cirkulation, vilket leder till högre tillväxt av mikroalger jämfört med andra system. Öppna system och andra slutna system kommer inte att undersökas vidare. Flockning har valts som skördeteknik för sin energieffektivitet, medan mikrovågstorkning valts som torkningsmetod då den bevarar biomassans kvalitet och är mer energieffektiv än traditionella alternativ. Andra skördetekniker och torkningsmetoder som centrifugering, lufttorkning och frystorkning kommer därför inte att beröras.

1.4 Samhälleliga och etiska aspekter

Användning av mikroalger och bakterier som fiskfoder och odlingen av detta foder från avloppsvatten har potential att minska flera samhälleliga och etiska problem. Trots detta finns det flera aspekter som bör tas hänsyn till ifall en sådan produktion ska implementeras. Det första är hur etiskt det är att använda det producerade fiskfodret för att mata mindre fiskar, som sedan ges som föda till större rovfiskar. Detta möjliggör en näringskedja utan att göra rovfiskar till vegetarianer, vilket skulle kunna anses vara problematiskt. En annan aspekt är hur konsumenter ställer sig till att konsumera fisk som fötts upp på foder som odlats med kväve och fosfor från avloppsvatten. Dessa frågor kommer att beaktas i rapportens diskussionsdel.

2

Teori

Detta kapitel syftar till att ge en översikt av Ryaverkets vattenrening, Haber-Bosch-processen, fiskfoder samt odling av bakterier och mikroalger i syfte att producera fiskfoder. Dessa ämnen tas upp för att ge ett teoretiskt underlag för studien.

2.1 Vattenbehandling

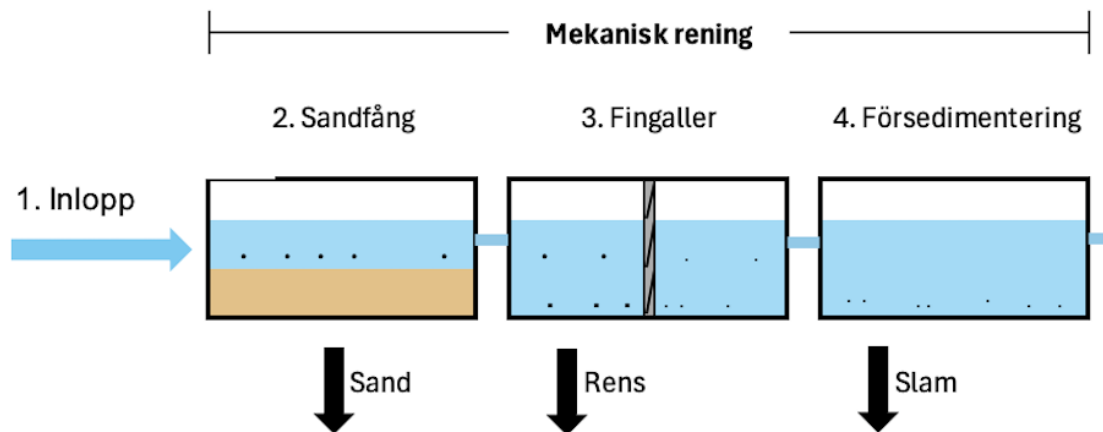
Utsläpp av förorenat avloppsvatten i hav och sjöar kan orsaka övergödning och syrebrist. Det kan även leda till spridning av organiska föroreningar och mikroplaster. [1] Avloppsvatten kan dock nyttjas som en värdefull resurs snarare än att ses som ett problem [2]. I avloppsvatten finns kväve i formerna ammonium (NH_4^+), nitrat (NO_3^-) och nitrit (NO_2^-). Fosfor förekommer oftast i formerna vätefosfat (HPO_4^{2-}), divätefosfat (H_2PO_4^-), polyfosfater eller organiska fosfatestrar i avloppsvatten. [3] Dessa näringsämnen som avloppsvattnet innehåller kan tas till vara på i reningsprocessen för ökad resurseffektivitet och cirkularitet.

Ryaverket hanterar avloppsvatten från ungefär 830 000 personer i Västsverige. De tar även emot spillvatten från industrier så länge det inte innehåller mer föroreningar än spillvattnet från hushållen. Det renade vattnet släpps ut i Göta älv och rinner sedan vidare ut i havet. Ryaverket klarar utsläppskraven på kväve (8 mg/L) och fosfor (0,3 mg/L) med god marginal, men jobbar hela tiden med att utveckla reningsprocessen där miljö står i centrum. [4]

Mekaniska, biologiska och kemiska reningstekniker används för att rena avloppsvatten och de kan på olika reningsverk kombineras på olika sätt [2]. Mekanisk rening innehåller ofta galler och silar som tar bort större partiklar som inte löser sig i vattnet. I biologisk rening syresätts avloppsvattnet i bassänger och passerar omväxlande genom syrefria och syresatta zoner för att åstadkomma kväverening. I kemiska reningsprocessen används kemikalier för att avlägsna föroreningar som exempelvis fosfor. [5]

2.1.1 Ryaverkets reningsprocess

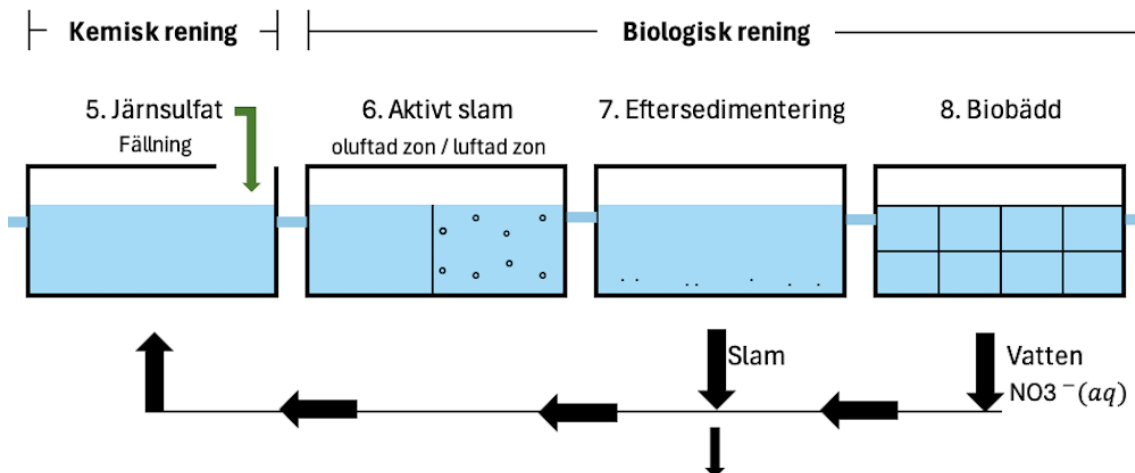
Gryaab som driver Ryaverket presenterar sin vattenbehandling i tolv steg och figur 1 till figur 3 visar illustrerade bilder över reningsstegen med efterföljande beskrivningar.



Figur 1: Illustrerad bild över Ryaverkets avloppsrening från inlopp till försedimentering.

Första steget i reningsprocessen är inloppet där spillvatten från hushåll och verksamheter rinner via tunnlar till Ryaverket. Vattnet rinner sedan genom ett mekaniskt grovgaller där rens fastnar. Steg två är sandfang som innebär att sand och grus sjunker till botten. Mekaniska fingaller med två millimeter mellan gallerstavarna fångar sedan upp mindre skräp som inte fastnat i grovgallret. Försedimentering, som är steg fyra, innebär att partiklar med högre densitet än vatten sjunker till botten. Här flödar vattnet långsamt och slam bildas på botten och fett på toppen som skrapas bort innan nästa steg. [5]

Kemiska och biologiska reningsprocesser illustreras i figur 2.



Figur 2: Illustrerad bild över Ryaverkets avloppsrening från järnsulfat till biobädd.

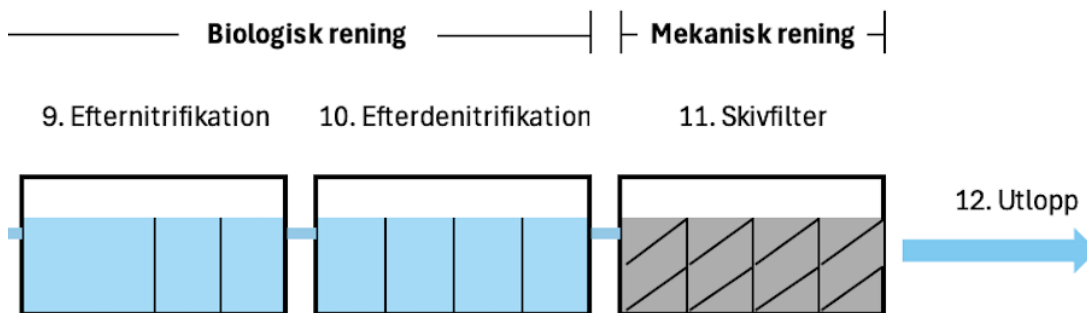
Järnsulfat tillsätts i steg fem för att löst fosfor ska klumpa ihop sig och bilda flockar. Senare i processen binds flockarna i slammet och sjunker till botten. [5]

Bassänger med aktivt slam är uppdelade i luftade och oluftade zoner. Det försedimenterade vattnet blandas med vatten från biobäddarna (steg 8) och slam från eftersedimenteringsbassängerna (steg 7). Kväve i nitratform finns i vattnet från biobäddarna och slammet innehåller många denitrifierande bakterier som kan omvandla nitrat till kvävgas. I de oluftade zonerna tillsätts inget syre och bakterierna tvingas använda nitrat för att bryta ner organiskt material. Nitratet omvandlas då till ofarlig kvävgas som hamnar i luften. Detta steg kallas denitrifikation och är det andra steget i kväverningsprocessen. I de luftade zonerna har bakterierna goda möjligheter att bryta ned resten av det organiska materialet eftersom stora delar av kvävet redan är borta. Luft blåses in vilket gör att bakterierna snabbt kan bryta ned organiskt material. [5]

Eftersedimentering innebär att bakterier och utfälld fosfor sjunker till botten och bildar slam. Större del av slammet pumpas tillbaka till aktivslambassängerna och tar hand om mer organiskt material. Bakterier växer till sig och därför pumpas en liten del av slammet vidare för att behandlas och bli biogas eller näringsrik jord. [5]

Kväve renas i två steg, nitrifikation och denitrifikation. Nitrifikationen sker i biobäddarna och efternitrifikationsbassänger. Biobäddarna är fyllda med ett svart plastmaterial som möjliggör en så stor yta som möjligt för bakterierna att växa på. Nitrifikationsbakterierna växer i ett tunt lager som kallas biofilm. Spridare fördelar vattnet jämnt över biobäddarna så att bakterierna kan omvandla ammoniumkväve till nitrat. För att omvandla nitrat till kvävgas förs vattnet vidare till endera aktivslambassängens oluftade zoner eller till efterdenitrifikation som är nästa steg i reningsprocessen. [5]

Reningsprocessens sista steg, från efternitrifikation till utlopp, illustreras i figur 3.



Figur 3: Illustrerad bild över Ryaverkets avloppsrening från efternitrifikation till utlopp.

I efternitrifikationsbassängerna sker nitrifikation, som är kvävereningens första steg. Där omvandlas ammonium till nitrat innan vattnet rinner vidare till efterdenitrifikation som är kvävereningens andra steg, nitrat till kvävgas. Vattnet från biobäddarna som direkt leds hit istället för till aktivslambassängerna och vattnet från efternitrifikationen kommer till efterdenitrifikationen. Här växer bakterier på rörliga bärare av plast. Bakterierna omvandlar nitrat till ofarlig kvävgas som i de oluftade aktivslambassängerna. [5]

Näst sista steget i reningsprocessen är skivfilter. Vattnet passerar genom tunna filterdukar med små hål om 15 mikrometer. De allra minsta partiklarna filtreras bort, som bland annat innehåller fosfor. Detta gör att ytterst lite fosfor släpps ut i havet. Utloppet utgör det sista steget i Ryaverkets reningsprocess och innebär att vattnet släpps ut vid Rya Nabbe i Göta Älvs mynning. På vägen ut leds vattnet genom Göteborg Energis värmepumpsanläggning, där värmen tas tillvara på och blir en del av fjärrvärmens i Göteborg. Genom hela reningsprocessen avlägsnas de flesta föroreningar som minimerar mängden som släpps ut i Göta Älv. [5]

2.1.2 Reningsprocess med näringsåtervinning

De mekaniska reningsstegen som inkluderar rensning, sandfång och sedimentering skulle kvarstå vid implementering av näringsåtervinning eftersom de kan störa de biologiska processerna. Kemisk fosforfällning som beskrivs i steg fem i kapitel 2.1.1 används ofta som ett komplement för att säkerställa tillräcklig fosforavskiljning. Om ett system med mikroalger eller bakterier är tillräckligt effektivt i fosforupptaget kan behovet av kemisk fällning med exempelvis järnsulfat minska eller till och med elimineras. De biologiska reningsstegen blir centrala i ett reningsverk med näringsåtervinning. Ett system med mikroalger och bakterier skulle möjligtvis kunna ersätta hela detta reningssteg genom att mikroalgerna och bakterierna samverkar för att ta upp och omvandla kväve. Nitrifikation och denitrifikation skulle kunna

bli mindre avgörande om ett mikroalg- eller bakteriebaserat system visar sig vara tillräckligt effektivt. [6]

2.1.3 Energibehov för rening av kväve och fosfor

Enligt Ryaverkets miljörapport från 2023 behandlade reningsverket totalt 137 820 169 kubikmeter vatten med en total energiförbrukning på 52,7 GWh inklusive el och värme under 2023. Elförbrukningen var 39,9 GWh och fjärrvärmeförbrukningen var 12,8 GWh. Rapporten anger dock inte några exakta siffror för hur mycket energi som gick åt för att rena specifikt kväve och fosfor från avloppsvattnet. [7] Det finns flera faktorer som har betydelse för den faktiska energiförbrukningen, som inkommande vattenkvalitet, specifik reningsteknik, reningsutrustningens effektivitet och utsläppskrav. Biologiska näringsavlägsningsprocesser (BNR) är inriktade på att avlägsna näringsämnen som organiskt material, fosfor, ammoniumkväve och nitratkväve från avloppsvatten. Aerering, även kallat luftning, i BNR krävs för näringsavlägsning och elanvändningen kan utgöra mellan 25-40 % av avloppsreningsverkens driftsbudgetar. [8]

Aerering är en central process för nitrifikation i BNR och en vanlig metod i avloppsreningsverk som inkluderar rening av kväve och fosfor. En studie vid University of Wisconsin-Madison i USA nämner att aerering kan stå för nästan hälften av de totala elkostnaderna vid många avloppsreningsverk. [9] Vid Gebze avloppsreningsverk i Turkiet beräknades den specifika energiförbrukningen vara mellan 0,38 och 0,43 kWh per kubikmeter behandlat avloppsvatten för den totala reningen, inklusive kväve och fosfor. År 2014 stod aerering för 64 % av anläggningens totala energiförbrukning. En typisk anläggning som använder aktivt aerobiskt slam och anaerob slambehandling, likt Ryaverket, uppskattas förbruka cirka 0,6 kWh per kubikmeter renat avloppsvatten. Hälften av denna energi uppskattas gå till ventilation av aereringstankarna, vilket är direkt relaterat till kvävereningen. [10]

2.2 Haber-Bosch-processen

Sedan Haber-Bosch-processen industrialiserades har den varit den dominerande metoden för att framställa ammoniak från kväve och väte. Möjligheten till storskalig produktion av ammoniak genom Haber-Bosch-processen har lett till en ökad matproduktion och därmed möjliggjort stor befolkningsökning. Trots dess positiva påverkan på jordbruk och livsmedelsförsörjning medför processen flera negativa konsekvenser. Haber-Bosch-processen är beroende av fossila bränslen eftersom naturgas måste utnyttjas för att producera vätgas. Ungefär 2% av världens årliga utvinning av naturgas går åt för att producera den mängd vätgas som krävs för att driva processen. Vätgasproduktionen bidrar i sin tur till en stor mängd CO₂-utsläpp. För varje ton ammoniak som produceras släpps cirka 1,8–2,1 ton CO₂ ut, vilket har en betydande inverkan på miljön och bidrar till klimatförändringar. [11]

Ungefär 80% av den globala produktionen av ammoniak genom Haber-Bosch-processen används som en huvudkomponent i tillverkningen av konstgödsel [11]. När konst-

gödsel sprids på åkermark tas endast ungefär 50% av allt kväve och fosfor upp av växterna. Därför blir en stor del av dessa näringsämnen kvar i marken och transporteras vidare genom utlakning samt ytavrinning. När kväve och fosfor når vattendrag, sjöar eller hav bidrar de till eutrofiering. Detta leder till konsekvenser som bland annat algbloomning, syrebrist och ett förändrat ekosystem. [12]

Haber-Bosch-processen har därmed även kraftigt förändrat balansen i kvävet kretslopp genom att öka mängden reaktivt kväve (Nr) i miljön. Innan Haber-Bosch-processen styrdes kvävet kretslopp av naturliga processer som exempelvis biologisk kvävefixering av mikroorganismer. Utöver eutrofiering har överskottet av reaktivt kväve även lett till flera miljöproblem som försämrad luftkvalitet, surt regn, bildning av marknära ozon och växthusgasutsläpp. [13]

2.2.1 Energibehov för Haber-Bosch-processen

Haber-Bosch-processen är en av de mest energikrävande industriella kemiska processerna och står för cirka 2% av den globala energiförbrukningen. Det stora energibehovet beror främst på de krävande driftförhållandena, där processen är beroende av hög temperatur och tryck för att uppnå en effektiv reaktionshastighet och ett högt ammoniakutbyte. Typiska förhållanden för Haber-Bosch-processen är en temperatur på 500 °C och ett tryck på 200 atm. [11] Trots den höga temperaturen och trycket i Haber-Bosch-processen är konverteringsgraden per passage genom reaktorn begränsad till 10–15%. För att maximera ammoniakproduktionen måste reaktantgaserna recirkuleras, vilket medför en ökad energiförbrukning. [14]

En stor del av energiförbrukningen i Haber-Bosch-processen används för produktionen av vätgas. Den vanligaste metoden för att producera vätgas är ångreformering av naturgas, där metan reagerar med vattenånga vid höga temperaturer. Vätgasproduktionen kräver stora mängder värmeenergi och står därför för en betydande del av den totala energiförbrukningen i Haber-Bosch-processen. [14]

2.3 Fiskfoder

Fiskfoder för odlad laxfisk som lax, röding och regnbåge innehåller ofta fiskmjöl och fiskolja. Drygt hälften av innehållet är vegetabiliskt och innehåller exempelvis vete, rapsolja, soja, majs eller ärtor. Fodret innehåller även mineraler och vitaminer och kan dessutom innehålla färgämnen som gör laxens kött rödare. Antibiotika och tillväxthormoner får inte användas i Sverige förutom vid konstaterad sjukdom hos fisken. Fiskmjöl och fiskolja framställs huvudsakligen av industrifisk. Omkring 10–25% av fiskinnehållet i fiskmjöl består dock av fiskrens som blivit över från matfisk. Ungefär 1,2 kilogram foder krävs för att producera ett kilo lax, vilket gör fiskar till effektiva foderomvandlare jämfört med djur som kyckling och gris. [15]

Fiskolja är rik på långkedjiga omega-3-fettsyror, EPA och DHA [16]. Fiskmjöl är en viktig källa till protein och aminosyror för fisk, medan växtproteinkällor kan vara bristfälliga i vissa näringsämnen som lysin och metionin jämfört med fiskmjöl.

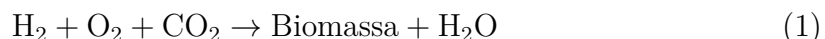
Fiskmjöl och fiskolja produceras vanligtvis genom bearbetning av infångad småfisk. Processen involverar kokning, pressning, torkning och malning av fisken för att separera oljan från det fasta materialet, som blir fiskmjöl. [17] Fiskfoderproduktionen sker genom att blanda olika ingredienser, inklusive fiskmjöl, fiskolja, växtbaserade proteiner, kolhydrater, vitaminer och mineraler som bildar foder i form av pellets. [18] Produktionen av fiskmjöl kräver energi för fiske (bränsle) och industriell bearbetning. Enligt en studie vid Copenhagen University stod bränsle för 43% av energiåtgången vid produktion av fiskmjöl. För att producera 1 ton fiskmjöl krävdes en total energiåtgång på 2465 kWh. [17]

2.4 Bakteriereproduktion

Undersökningen av bakteriereproduktionen fokuserar på bakteriernas förmåga att ta upp näringsämnen, själva produktionsförloppet, energi- och ytbehov samt den framställda produktens möjliga framtida tillämpningar, exempelvis som proteinkälla i fiskfoder.

2.4.1 Upptagning av näringsämnen genom bakterieodling

Vätgasoxiderande bakterier är en grupp bakterier som får energi genom att oxidera väte. Flertalet bakterier från gruppen förekommer naturligt [19] men i forskning används ofta arten *Cupriavidus necator* som modellorganism [20]. *Cupriavidus necator* har möjlighet att växla mellan att växa autotroft, oberoende av andra organismer, och heterotroft, beroende av andra organismer, [19]. När bakterierna växer autotroft används vätgas som en elektron-donator och syrgas som en elektron-acceptor [21] och då kan bakterierna fixera koldioxid och använda den producerade energin för att föröka sig och för att bilda vatten [22].



När bakterierna förökar sig autotroft, oberoende av andra organismer, används vätgas, syrgas och koldioxid för att producera energi som kan användas för att producera mer biomassa [20]. Vätgas oxideras av membranbundna enzymer, så kallade hydrogenas, enligt ekvation 2 och de fria elektronerna deltar tillsammans med syrgas i enzymreaktioner som gör så att en protongradient byggs upp. Protongradienten används för att omvandla ADP till ATP, vilket är cellens energivaluta. Koldioxid reagerar i calvincykeln, som tillsammans med citronsyracykeln är de huvudsakliga metabola processerna hos vätgasoxiderande bakterier [20]. Utöver koldioxid, vätgas och syrgas behöver vätgasoxiderande bakterier även kväve och fosfor. Aminosyrorna som bygger upp bakteriernas protein består delvis av kväve [21] samtidigt som fosfor behövs för att syntetisera bakteriernas DNA och RNA-kedjor [23]. Majoriteten av vätgasoxiderande bakterier kan inte fixera kväve från luften utan behöver få kväve som nitrat NO_3^- eller ammonium NH_4^+ [24] samtidigt som bakterierna fixerar fosfor i form av fosfat PO_4^{3-} [25].

2.4.2 Biomassaproduktion genom bakterieodling

Vätgasoxiderande bakterier kan odlas genom en satsreaktor eller genom en kontinuerlig reaktor. I satsreaktor odlas bakterier satsvis där startkulturen och näringslösningen tillsätts och därefter odlas bakterierna och sedan töms reaktorn. I en kontinuerlig reaktor odlas bakterierna med en konstant tillförsel av näringsämnen och konstant utförsel av restprodukter samtidigt som biomassa skördas kontinuerligt. En utspädningshastighet i den kontinuerliga reaktorn på 0.1 h^{-1} har visat sig vara optimal för bakterier för att ta upp kväve och kol [21].

Ett möjligt sätt att göra vätgas och syrgas tillgängligt för bakterier är att integrera elektrolys av vatten till bakterieodlingen. Genom elektrolys är det möjligt att med hjälp av elektricitet driva en icke-spontan reaktion. Vid elektrolys av vatten är det möjligt att spjälka vatten till vätgas och syrgas genom reaktionen i ekvationen 3. En fördel med att använda elektrolys är att processen kan drivas med förnyelsebar energi såsom vindkraft eller solenergi [19].

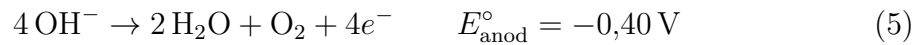


Bakterieproduktionen kan förbättras om överföringen av vätgas och syrgas från gasfasen till vätskefasen förbättras. Ett sätt att förbättra gasöverföringen är att öka kontaktytan mellan gasfasen och vätskefasen genom specialiserade omrörare [24]. Bakterietillväxten är maximal om syrekoncentrationen är omkring 6 vol% men explosionsrisken ökar när syrekoncentrationen är över 4 vol% [24]. För *Cupriavidus necator* ges optimal bakterietillväxt med 4 vol% syrgaskoncentration. Det rapporteras även om en optimal gasblandning $\text{H}_2 : \text{O}_2 : \text{CO}_2$ i förhållandet 7:2:1 vilket skulle ge en maximal tillväxthastighet på 0.12 h^{-1} vid 30°C [24]. Det finns även andra faktorer som påverkar bakterietillväxten, till exempel temperatur, pH och syrgaskoncentration. Den optimala temperaturen och pH-värdet i en odlingskultur uppmättes till 30°C och pH 7 för *Paracoccus denitrificans* och *Paracoccus versutus* [23].

2.4.3 Energibehov för bakterieodling

Energibehovet för att odla vätgasoxiderande bakterier kan delas upp i flera delar. Det krävs energi för att producera vätgas och syrgas genom elektrolys av vatten, CO_2 -infångning värma upp vattnet till optimal tillväxttemperatur, omrörning i reaktorn under odlingsprocessen och torkning av biomassan.

Energibehovet för elektrolys av vatten, CO_2 -infångning och torkning av 1 kilogram bakteriell biomassa uppgår till 10,96 kWh där den största delen av energibehovet utgörs av elektrolysprocessen [26]. För att bestämma energibehovet för elektrolys av vatten i en basisk miljö kan totalreaktionen (ekvation 3) delas upp i en katodreaktionen (ekvation 4) och en anodreaktionen (ekvation 5) [27].



För att beräkna det totala energibehovet för att producera vätgas och syrgas kan ekvation 6 användas där n är antalet mol elektroner som överförs, F är Faradays konstant ($F=96485 \text{ C/mol}$) och E_{cell}° kan beräknas med ekvation 7 där E_{katod}° och E_{anod}° är tabellerade värden för respektive reaktion [27].

$$W = -n \cdot F \cdot E_{\text{cell}} \quad (6)$$

$$E_{\text{cell}}^\circ = E_{\text{katod}}^\circ - E_{\text{anod}}^\circ \quad (7)$$

För att bakterierna ska kunna växa i en reaktor krävs det kontinuerlig omrörning så att vattnet syresätts. Energitillbehovet för omrörning per infödat vatten i en kontinuerlig reaktor uppgår till 0,128-2,280 kWh/m³ [28].

För att beräkna energibehovet för uppvärmning av vatten till optimal tillväxttemperatur används ekvation 8 där m är massa, c_p är värmekapaciteten av vatten ($c_p=4181,4 \text{ J/kg} \cdot \text{K}$) och ΔT är skillnaden i temperatur.

$$Q = m \cdot c_p \cdot \Delta T \quad (8)$$

2.4.4 Ytbehov för bakterieodling

Ytbehovet i en bioreaktor är kopplat till reaktorns storlek och design, vilka båda spelar en avgörande roll för bakteriernas tillväxt och produktiviteten i processen [29]. Vid kontinuerlig odling har man observerat att den genomsnittliga produktiviteten ligger på $0,375 \pm 0,015 \text{ g CDW/L} \cdot \text{h}$, med uppmätta toppvärden på upp till $0,406 \text{ g CDW/L} \cdot \text{h}$ [21]. Dessa värden ger en indikation på hur effektiv biomassaproduktionen kan vara under stabila förhållanden.

När det gäller det faktiska ytbehovet varierar detta mellan 0 och $0,052 \text{ m}^2$ per kilogram producerat protein, beroende på systemets utformning och produktionsförhållanden. Givet att den odlade biomassan uppskattas bestå av cirka 70% protein, motsvarar detta ett ytbehov på upp till cirka $0,074 \text{ m}^2$ per kilogram biomassa. [26]

Även vattenförbrukningen är en betydande parameter i denna typ av odling. Den varierade i studier mellan 10 och 29 liter per kilogram protein, beroende på vilken typ av efterbehandling som tillämpades i processen. Omräknat till hela biomassan innebär detta en vattenanvändning som kan uppskattas till mellan 14 och 41 liter per kilogram biomassa. Dessa siffror är centrala vid utvärdering av processens resurseffektivitet och hållbarhet i jämförelse med andra proteinkällor. [26]

2.4.5 Bakterier som fiskfoder

Mikrobiellt protein som har producerats från vätgasoxiderande bakterier har potential att nyttjas som djurfoder. Proteinet har testats att användas som foder för atlantlax i saltvatten och påvisar potential [21]. Vätgasoxiderande bakterier kan producera en proteinrik biomassa som innehåller upp till 70% protein per gram torrsvikt [19]. Det mikrobiella proteinet som har producerats av *Paracoccus denitrificans*, *Paracoccus versutus* innehåller alla aminosyror [23] och i tillräckligt höga halter för atlantlax [21]. Aminosyraprofilen hos det mikrobiella proteinet liknar i större utsträckning animaliskt protein än vegetabiliskt protein [24]. En utmaning att använda mikrobiellt protein som foder är svårigheten att skapa en fullskalig produktionsanläggning [19].

2.5 Mikroalgsproduktion

Undersökningen av mikroalgsproduktionen fokuserar på mikroalgers förmåga att ta upp näringsämnen, själva produktionsprocessen, samt de specifika energi- och ytbehoven. Dessutom diskuteras mikroalgers potential som ett fiskfoder.

2.5.1 Upptagning av näringsämnen genom mikroalgsodling

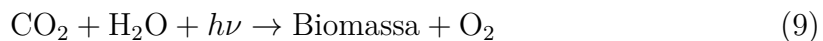
Mikroalger tar upp näringsämnen som kväve och fosfor direkt från vatten. Kväve är ett viktigt ämne för mikroalger och används för att bygga upp strukturella proteiner, enzymer, nukleinsyror och energimolekyler. För att algerna ska kunna utnyttja näringsämnen omvandlas nitrit och nitrat till ammonium efter att ha tagits upp från vattnet, för att sedan användas vid syntesen av viktiga aminosyror. Kväveämnena tas upp genom fyra olika processer: ammoniakavdunstning, nitrifikation, denitrifikation och assimilering i biomassa. [30]

Fosfor är en nyckelkomponent för cellernas energiomsättning och metabolism i mikroalger. Algerna utnyttjar främst fosfor i formerna vätefosfat och divätefosfat, vilka tas upp genom fosforylering. Denna process omvandlar de oorganiska fosfaterna till organiska fosforföreningar som finns i energi-molekyler som ATP och ADP. Utöver att ta upp näringsämnen direkt, kan fosfor fällas ut och ackumuleras i biomassan av alger vid hög täthet mellan algerna. [30]

Förhållandet mellan kväve och fosfor som finns i avloppsvatten är en avgörande faktor för mikroalgers förmåga att uppta näringsämnen. Ett dåligt förhållande mellan kväve och fosfor kan hämma mikroalgers upptagningsförmåga från vattnet och därmed förhindra deras tillväxt. Ett sätt att kontrollera detta förhållande är med Redfield Ratio, en kvot som visar det ideala förhållandet mellan kol, kväve och fosfor för optimal tillväxt och energiomsättning. För mikroalger definieras denna kvot oftast som 106:16:1 för kol, kväve och fosfor. Denna modell är allmänt accepterad för näringsupptag i många marina och sötvattensalger, men det kan variera mellan olika arter. [30]

2.5.2 Biomassaproduktion genom mikroalgsodling

Mikroalger är fotosyntetiska organismer som behöver solljus och koldioxid för att bilda biomassa och syre [31] enligt reaktion 9. Fotosyntesen kan delas upp i ljusberoende och ljusoberoende reaktioner. I de ljusberoende reaktionerna omvandlas ljus till cellens energivaluta ATP och NADPH och i de ljusoberoende reaktionerna, som består av Calvin-cykeln, omvandlas ATP och NADPH till biomassa [32]. Eftersom mikroalgerna kan binda koldioxid från luften anses mikroalger ha potential som en mer hållbar proteinkälla jämfört med kommersiella proteinkällor [31].



Mikroalger kan både odlas i ett öppet och ett slutet system. I ett slutet system kan man enklare kontrollera temperatur och pH-värde än i ett öppet system. Detta gör att tillväxten av mikroalger oftast är högre i ett slutet system än i ett öppet system [31]. Exempel på ett slutet odlingsystem är ett Airlift-system. Odlingsreaktorn består då av ett område med ett nedåtriktat flöde på sidorna och ett uppåtriktat flöde i mitten av reaktorn. Orsaken till flödena är att det finns ett gasinflöde och gasutflöde i reaktorn som orsakar denna omrörning som bidrar till luftströmmar i reaktorn [33]. På så vis förbättras cellernas näringsupptag och tillväxten av mikroalgerna blir större [31].

2.5.3 Energibehov för mikroalgsodling

Mikroalgsodling kräver kontinuerlig energitillförsel för att optimera biomassaproduktionen. Primärt är energibehovet kopplat till reglering av ljus och temperatur, koldioxidtillförsel, skördning samt torkning. Energibehovet vid mikroalgsproduktion varierar beroende på val av bland annat odlingsystem, skördeteknik och torkningsmetod.

Ljus är ett krav för tillväxt av mikroalger eftersom det är den huvudsakliga energikällan för fotosyntesen. Artificiell belysning är därför en grundläggande aspekt vid mikroalgsproduktion i slutna odlingsystem inomhus och kräver energitillförsel. Odlingsystem inomhus möjliggör kontrollerad ljusexponering och optimering av fotosyntesen genom att justera belysningens intensitet och cykler. [34] Även specifika ljusvåglängder kan vara optimala för fotosyntesen, blandningen av blått och rött ljus kan bidra till cirka 50% högre produktionsstakt av mikroalger jämfört med endast en enskild våglängd. Blandningen av blått och rött ljus bidrar även till effektiv fosfor- och kväveavlägsning. Högre fotosyntetisk effektivitet genom kontrollerad och optimerad belysning kan potentiellt minska energibehovet. [35] Intensitet för ljus som används i odling av mikroalger motsvarar vanligtvis ett värde kring $78 \mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$ [36].

När ljus absorberas av mikroalger i en fotobioreaktor (PBR) omvandlas en del av den energin till värme, vilket höjer temperaturen i reaktorn. För hög eller låg temperatur kan minska fotosyntetisk aktivitet, hämma tillväxten, cellskador och celledöd. Mikro-

alger har ett optimalt temperaturintervall för tillväxt som varierar beroende på art av mikroalger, men för de flesta arter ligger det optimala intervallet mellan 20-30 °C. För att bibehålla en god tillväxtmiljö är temperaturreglering därför nödvändigt vid mikroalgsproduktion. Temperaturreglering genom kylning eller uppvärmning vid behov kräver metoder som ökar energibehovet. [37]

I flera typer av slutna PBR-system, som exempelvis i airlift-PBR, används aerering för både koldioxidtillförsel och omrörning vilket direkt ökar energiförbrukningen. Mikroalger behöver koldioxid som en kolkälla för fotosyntes och omrörning för att förhindra sedimentering samt säkerställa att alla celler exponeras för en jämn fördelning av ljus och näringsämnen. [38] Litteraturvärde visar att energibehovet för att tillföra luft till ett system är mellan 0.35 kWh/m³ och 0.50 kWh/m³ [39]. Optimering av aereringshastigheten och CO₂-koncentrationen är avgörande för att uppnå effektiv koldioxidtillförsel och tillräcklig omrörning utan att skada mikroalgscellerna. Periodvis aerering är en möjlig metod för att minska energikostnaderna samtidigt som det kan leda till en högre CO₂-massöverföringskoefficient. [34] Även ökande superficiell gashastighet kan förbättra CO₂-massöverföringskoefficienten men detta sker på bekostnad av ökad energiförbrukning [38].

Skördning av mikroalger är en av de mest energikrävande processerna vid mikroalgsproduktion, men flockning är relativt mindre energikrävande jämfört med andra skördningsmetoder. Vid flockning tillsätts kemiska eller biologiska flockningsmedel för att få algcellerna att klumpa ihop sig och separeras från vattnet. Kemisk och biologisk flockning har olika energibehov och effektivitet. Bioflockning är den flockningsmetod som kräver minst energi per volym behandlad suspension eller per kg producerad biomassa. Utöver ett mindre energibehov är metoden även mer kostnadseffektiv och hållbar eftersom användning av kemikalier undviks. Biologiska mekanismer minskar risken för kontaminering av biomassan och minimerar behovet av energikrävande efterföljande rening, vilket annars kan vara nödvändigt vid användning av kemikalier. [40]

Efter flockning krävs efterföljande avvattning, exempelvis genom filtrering, för att öka biomassadensiteten ytterligare. Filtrering kan vara en energiintensiv process, särskilt i stor skala, på grund av behovet av tryck. Flockning kan underlätta detta steg genom att bilda större och mer lätt avvattnade flockar, men det eliminerar inte behovet av avvattningssteget. En högre koncentration av biomassa efter flockning kan minska kravet på intensiv avvattning och potentiellt sänka den totala energiförbrukningen. [37] Flockning med efterföljande filtrering resulterar i ett totalt energibehov på 0.277 kWh/kg per kg mikroalger, varav pumpning kräver 0.276 kWh/kg och mixning 0.01 kWh/kg [41].

Torkning är det slutliga steget vid mikroalgsproduktion för fiskfoder och står tillsammans med skördning för en stor del av den totala energiförbrukningen. Mikrovågstorkning är en effektiv torkningsteknik med flera fördelar som snabbare och jämnare torkning jämfört med andra konventionella metoder. Energiförbrukningen för mikrovågstorkning är lägre jämfört med flera andra torkningsmetoder. Genom att justera mikrovågsintensiteten kan processen optimeras för att uppnå både låg energiför-

brukning och önskad fukthalt. [42] Torkning till en maximal fukthalt på 10% kräver enligt litteraturvärden 66.67 kWh per kg mikroalger [42].

2.5.4 Ytbehov för mikroalgsodling

Mikroalgsodling är en process som kräver noggrann planering av ytbehov, både för själva odlingsystemet och för tillförsel av resurser som vatten och ljus. Slutna system, som fotobioreaktorer, är mer yteffektiva men har högre driftskostnader än för öppna system. Ytterligare fördelar med slutna system inkluderar bättre kontroll över tillväxtförhållanden och minskad risk för kontamination från andra mikroorganismer. [43]

Ytbehovet för att producera mikroalger beror på flera faktorer, inklusive odlingsystemets typ och ljusintensitet. För att minska ytbehovet och öka effektiviteten i mikroalgers produktion kan flera strategier övervägas. Användningen av vertikala odlingsystem, såsom byggnadsintegrerade fotobioreaktorer kan öka yteffektiviteten genom att utnyttja befintliga ytor på byggnader. [43]. Parametern $4.5 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ [44] är en empirisk omvandlingsfaktor som beskriver mängden fotsyntetisk aktiv strålning (PFD) som motsvarar 1 W/m^2 solinstrålning. Parametern spelar en viktig roll i tillväxten av mikroalger [44] och kan användas ihop med mikroalgers kemiska sammansättning för att beräkna ytbehovet för produktion av specifika mängder biomassa.

2.5.5 Mikroalger som fiskfoder

Mikroalger utgör en alternativ källa till essentiella n-3 fettsyror som eikosapentaensyra (EPA) och dokosahexaensyra (DHA), vilka är viktiga för fiskars hälsa och tillväxt [45]. Eftersom fiskar inte själva kan syntetisera DHA, utan istället får i sig dessa fettsyror genom näringskedjan från mikroalger i akvatiska miljöer, är det avgörande att dessa ämnen används i fiskfoder [46]. Genom att använda mikroalger som fiskfoder kan behovet av fiskolja elimineras, vilket i sin tur minskar beroendet av vildfångad fisk för fiskoljaproduktion [46].

Utöver sitt innehåll av essentiella fettsyror är mikroalger även ett mycket proteinrikt foder, med ett proteininnehåll upp till 70 g protein per 100 g torrsvikt beroende på art och odlingsförhållanden [45]. Detta proteininnehåll överstiger de av många andra växtbaserade proteinkällor som kikärtor och soja, som har 30-40 g protein per 100 g torrsvikt [45]. Den höga proteinnivån gör mikroalger till ett mycket attraktivt foderval med tanke på att proteinrika foder är fördelaktiga för tillväxt och näringsupptag. Det är dock viktigt att ta hänsyn till aminosyrasammansättningen som finns i mikroalgerna då det skiljer sig från det i animaliska proteiner [47]. Mikroalger har en högre andel icke-essentiella aminosyror som kan påverka hur fiskarna kan omsätta proteinet i fodret på ett effektivt sätt [47].

3

Metod

Arbetet delas in i två huvudsakliga delar: En litteraturstudie med beräkningar för energi- och ytbehov vid implementering av odling av mikroalger och bakterier, samt laborativt arbete och tillhörande analys av dessa resultat. Metoden för respektive del beskrivs i detta avsnitt.

3.1 Metod för litteraturstudie

Arbetet bygger i stora delar på litteraturstudier och beräkningar för att undersöka frågeställningen kring energi och ytbehov för odling av bakterier och mikroalger. Nedan presenteras de metoder och antaganden som använts i samband med de teoretiska beräkningarna.

3.1.1 Systemantaganden

Beräkningen av energi- och ytbehoven för mikroalgs- och bakterieproduktion har baserats på ett antal antaganden:

- Ingående vatten i båda systemen antas ha en temperatur på $16.7^{\circ}C$ [48].
- Båda systemen antas arbeta idealt, vilket innebär att inga värmeförluster förekommer.

För bakterieodlingen:

- Bakterierna antas odla genom en kontinuerlig odling.
- Vid beräkning av ytbehovet antas att elektrolys och torkning tar upp lika mycket yta som själva odlingen, eftersom det saknas tillräcklig information om utrymmesbehovet för dessa processer. Detta bedöms rimligt för att ge en mer realistisk uppskattning.

För mikroalgsodlingen:

- Odlingen antas belysas i 112 timmar (7 dagar med 16 timmars belysning och 8 timmars mörker per dag) med en intensitet på $78 \mu\text{mol}/\text{m}^2\cdot\text{s}$.

- Den maximala fukthalten efter torkning antas vara 10 %.

3.1.2 Metod för beräkning av bakterieodlingens energi- och ytbehov

Energibehovet för bakteriell odling uppskattades genom att dela in tillverkningsprocessen i delarna uppvärmning av vatten, elektrolys, CO₂-infångning, torkning och omrörning. Beräkningarna för uppvärmning av vatten och omrörning baserades på litteraturvärden som presenterats under teorikapitlet samtidigt som energibehovet för elektrolys, CO₂-infångning och torkning togs från en studie av Sillman et al.

Beräkning av ytbehovet för den bakteriella odlingen har delats upp i två delar: produktionsytan samt ytan för elektrolys och torkning. Beräkningen av produktionsytan baserades på litteraturvärden, medan ytan för elektrolys och torkning uppskattades genom antaganden.

3.1.3 Metod för beräkning av mikroalgssodlingens energi- och ytbehov

Energibehovet uppskattades genom att dela in tillverkningsprocessen i nyckelprocesser och undersöka deras individuella energibehov. Beräkningarna baserades på litteraturvärden samt egna antaganden. Underlaget för data är från tidigare undersökningar och studier.

Beräkningarna av mikroalgers ytbehov baserades på värden av mikroalgers ljusintensitet och kolmängden i varje mikroalg. Alla värden är upptagna från litteraturstudier.

3.2 Metod för laborationen

Laborationen genomfördes i syftet att undersöka huruvida en bakterieodling eller en mikroalgssodling är mer effektiv före eller efter nitrifikation. Detta gjordes genom att testa huruvida bakterierna eller mikroalgerna föredrar ammonium, NH₄⁺ eller nitrat NO₃⁻.

För att efterlikna sammansättningen av det inkommande vattnet till Ryaverket förbereddes en baslösning med en total volym på 2000 ml. Denna lösning innehöll 4,01 g natriumvätekarbonat (NaHCO₃), 85,6 mg kaliumdivätefosfat (KH₂PO₄), 19,5 mg jästextrakt samt 20 ml spårelements lösning med sammansättning enligt tabell 1:

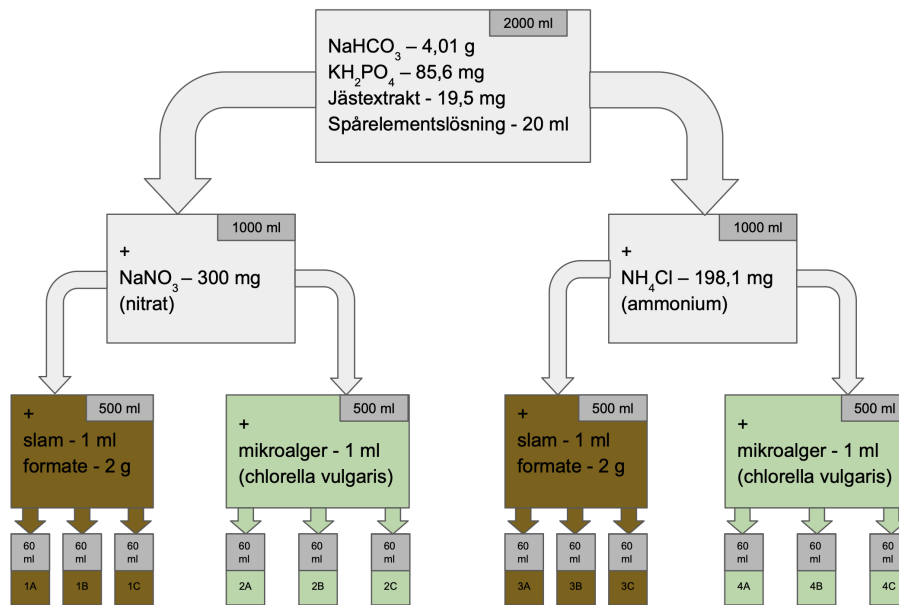
Tabell 1: Spårelementlösningens sammansättning

Ämne	Koncentration [mg/L] / Volym [mL]
FeSO ₄ ·7H ₂ O	200 mg/L
ZnSO ₄ ·7H ₂ O	5 mg/L
CuSO ₄ ·5H ₂ O	5 mg/L
NaMoO ₄ ·2H ₂ O	5 mg/L
Al ₂ (SO ₄) ₃ ·18H ₂ O	5 mg/L
H ₃ BO ₃	5 mg/L
MnCl ₂ ·4H ₂ O	5 mg/L
CoCl ₂ ·6H ₂ O	5 mg/L
NiCl ₂	5 mg/L
Na ₂ WO ₄ ·2H ₂ O	5 mg/L
CaCl ₂ ·2H ₂ O	5000 mg/L
MgCl ₂	5000 mg/L
NaCl	10000 mg/L
Koncentrerad HCl	4 ml

Den färdigställda baslösningen delades därefter upp i två lika delar om 1000 ml vardera. Den ena lösningen tillsattes med 300 mg natriumnitrat (NaNO₃) som kvävekälla, medan den andra tillsattes med 198,1 mg ammoniumklorid (NH₄Cl).

Vardera 1000 ml-lösning delades sedan upp i två nya blandningar om 500 ml. Den ena blandningen innehöll 1 ml rötslam och 2 g natriumformiat, medan den andra blandningen bestod av 1 ml mikroalger av arten *Chlorella vulgaris*.

Varje 500 ml-blandning fördelades vidare i tre replikat om 60 ml, vilket resulterade i fyra unika provgrupper: natriumnitrat (NaNO₃) och rötslam (märkt med 1A, 1B och 1C), natriumnitrat (NaNO₃) och *Chlorella vulgaris* (märkt med 2A, 2B och 2C), ammoniumklorid (NH₄Cl) och rötslam (märkt med 3A, 3B och 3C), ammoniumklorid (NH₄Cl) och *Chlorella vulgaris* (märkt med 4A, 4B och 4C). En extra provuppsättning från varje unik grupp frystes in för att analysera kvävehalt och fosforhalt. En översiktlig sammanställning av metoduppställningen och provfördelningen visas i figur 4.



Figur 4: Översikt över laboratorieuppställning och provfördelning.

Prover med mikroalger placerades under belysning (16 timmar på, 8 timmar av), medan prover med rötslam förvarades i stängda bägare på en skakplatta. Efter tre dagar rördes mikroalgeproverna om för att bryta eventuell skiktning och rötslamsproverna öppnades för lufttillförsel (syresättning).

Efter sju dagar avslutades försöket. Alla prover filtrerades genom filtersystem och torkades därefter i två steg: först i 105 °C i en timme, därefter i 550 °C i ytterligare 15 min. Provens vikt dokumenterades före och efter varje steg för att kunna bestämma halten totalt suspenderade ämnen (TSS) och flyktiga suspenderade ämnen (VSS), enligt ekvation 10 respektive ekvation 11. Där m_{105} är massan av filtret och den filtrerande ämnesmängden efter torkning i 105 °C i en timme, m_{550} är massan av filtret och den filtrerade ämnesmängden efter torkning i 550 °C i ytterligare 15 min, m_{filter} är filtrets massa, V är volymen.

$$TSS = \frac{m_{105} - m_{filter}}{V} \quad (10)$$

$$VSS = \frac{m_{105} - m_{550}}{V} \quad (11)$$

Den filtrerade vätskan sparades för vidare analys av näringsinnehåll, med fokus på återstående mängder kväve och fosfor. De tidigare prover som frysts ner användes också i syfte att kunna jämföra kväve- och fosforhalter före och efter de olika testerna. För att möjliggöra dessa analyser filtrerades proverna återigen och kördes därefter i en jonkromatografi.

3.3 Analys av laborativa resultat

För att analysera det laborativa resultatet genomfördes både t-test och ANOVA-analys. Fyra olika t-test undersökte dels om det finns signifikanta skillnader mellan tillväxten hos mikroalger och bakterier beroende på om de får kväve i form av Natriumnitrat (NaNO_3) eller Ammoniumklorid (NH_4Cl). Detta gjordes genom att jämföra skillnaderna i medelvärde för TSS och VSS för de jämförda proverna. Två andra t-test jämförde om antingen bakterierna eller mikroalgerna tar upp mest nitrat. ANOVA analyserade skillnaden mellan de fyra olika gruppernas fosfatupptag. Fullständiga beräkningar för både t-test och ANOVA-analysen finns i Appendix 5.

4

Resultat

Resultaten omfattar energi- och ytbehov för produktion av bakterier och mikroalger, följt av laborationsresultat.

4.1 Bakterierproduktion

Energibehovet för att producera bakterier genom kontinuerlig odling av 1 kg biomassa visas i tabell 2. De delar som har inkluderats i beräkningen är uppvärmning av vatten, elektrolys, CO₂-infångning, torkning och omrörning. Fullständiga beräkningar finns i Appendix 1.

Tabell 2: Energibehov för bakterieodling

Process	Energibehov (kWh)
Uppvärmning av vatten	0,632
Elektrolys, CO ₂ -infångning och torkning	10,96
Omrörning	0,0935
Totalt	11,69

För att uppskatta ytbehovet har produktionen av 1 kg biomassa per vecka analyserats. Beräkningarna återfinns i Appendix 2 och bygger på antagen kring kontinuerlig odling.

Tabell 3: Ytbehov för produktion av 1 kg biomassa per vecka

Resurs	Värde
Yta	0,476 m ²

4.2 Mikroalgsproduktion

Energiförbrukningen för att producera 1 kg mikroalger beräknas som summan av energibehoven för samtliga processteg och enhetsoperationer som ingår i tillverkningskedjan. Nämligen energibehoven från belysning, temperaturhöjning av ingående vattnet i reaktorn, harvesting av mikroalger genom flockning och filtrering, torkning samt tillförsel av CO₂ berikad luft för omrörning och tillväxt av mikroalgerna. Energiförbrukningen för varje del samt det totala energibehovet för systemet har beräknats och presenteras i tabell 4 nedan. Detaljerad genomgång av värdena finns i Appendix 3.

Tabell 4: Energiförbrukning: Produktion av mikroalger

Process del	Energiförbrukning (kWh)
Uppvärmning vatten	0,0192
Skörd	0,277
Torkning	66,67
Belysning	29.66
CO ₂ tillförsel	0,00085
Totalt	96,63

Tabell 5 visar resultatet vid beräkningen av hur stor yta som krävs för att producera 1 kg mikroalger per vecka. Detaljerad genomgång av värdena finns i Appendix 4.

Tabell 5: Ytbehov för produktion av 1 kg mikroalger per vecka

Resurs	Värde
Yta	15 m ²

4.3 Laborationsresultat

Massorna m_{filter} , m_{105} och m_{550} för samtliga prover presenteras i tabell 6. TSS och VSS för samtliga prover beräknas enligt ekvation 10 och ekvation 11 och presenteras i tabell 7. Fullständiga beräkningar för TSS och VSS finns i Appendix 5. Ett oberoende t-test genomfördes i Appendix 5 där medelvärdena för prov 1 och prov 3 samt prov 2 och prov 4 jämfördes både för TSS och VSS. Det erhöles att medelvärdet var signifikant högre för VSS i provtyp 4 än i provtyp 2 och i övriga jämförelser fanns det ingen signifikant skillnad.

Tabell 6: Uppmätta massor för m_{filter} , m_{105} , m_{550} och samt provernas volym V

Innehåll	Märkning	$m_{filter}/[g]$	$m_{105}/[g]$	$m_{550}/[g]$	$V/[l]$
Natriumnitrat ($NaNO_3$) och rötslam	1A	0,1376	0,1448	0,1406	0,06
	1B	0,1374	0,1458	0,1414	0,06
	1C	0,1378	0,1466	0,1419	0,06
Natriumnitrat ($NaNO_3$) och <i>Chlorella vulgaris</i>	2A	0,1365	0,1387	0,1374	0,06
	2B	0,1382	0,1399	0,1387	0,06
	2C	0,1378	0,1396	0,1384	0,06
Ammoniumklorid (NH_4Cl) och rötslam	3A	0,1384	0,1467	0,1420	0,06
	3B	0,1369	0,1458	0,1406	0,06
	3C	0,1388	0,1471	0,1424	0,06
Ammoniumklorid (NH_4Cl) och <i>Chlorella vulgaris</i>	4A	0,1384	0,1412	0,1390	0,06
	4B	0,1380	0,1404	0,1385	0,06
	4C	0,1379	0,1400	0,1384	0,06

Tabell 7: Beräknade värden för TSS och VSS

Innehåll	Märkning	TSS/[g/l]	VSS/[g/l]
Natriumnitrat ($NaNO_3$) och rötslam	1A	0,1200	0,0700
	1B	0,1400	0,0733
	1C	0,1467	0,0783
Natriumnitrat ($NaNO_3$) och <i>Chlorella vulgaris</i>	2A	0,0367	0,0217
	2B	0,0283	0,0200
	2C	0,0300	0,0200
Ammoniumklorid (NH_4Cl) och rötslam	3A	0,1383	0,0783
	3B	0,1483	0,0867
	3C	0,1383	0,0783
Ammoniumklorid (NH_4Cl) och <i>Chlorella vulgaris</i>	4A	0,0467	0,0367
	4B	0,0400	0,0317
	4C	0,0350	0,0267

För att undersöka ifall det finns en signifikant skillnad mellan gruppernas upptag av nitrat genomfördes ett oberoende tvåsidigt t-test. Utifrån detta resultat anses

det inte finnas någon signifikant skillnad mellan gruppernas upptagningsförmåga av nitrat.

För fosfatupptagningen genomfördes en envägs ANOVA på samtliga fyra grupper. Från detta anses det finnas en signifikant skillnad mellan gruppernas upptagningsförmåga av fosfat. I tabell 8 presenteras halterna nitrat (NO_3^-), fosfat (PO_4^{3-}) och ammonium (NH_4^+) där proverna 1, 2, 3 och 4 är innan odlingsprocessen och de övriga proverna är efter odlingsprocessen.

Tabell 8: Halter av NO_3^- , PO_4^{3-} , NH_4^+ i proverna före och efter odling

Innehåll	Märkning	NO_3^- / [mgN/ℓ]	PO_4^{3-} / [mgP/ℓ]	NH_4^+ / [mgN/ℓ]
Natriumnitrat (NaNO_3) och rötslam	1	27,43	4,38	-
	1A	21,71	4,05	-
	1B	20,97	3,84	-
	1C	23,76	4,15	-
Natriumnitrat (NaNO_3) och <i>Chlorella vulgaris</i>	2	23,97	4,04	-
	2A	26,15	3,43	-
	2B	23,32	3,04	-
Ammoniumklorid (NH_4Cl) och rötslam	3	0,55	4,38	5,01
	3A	0,63	4,42	7,20
	3B	0,39	4,30	10,10
	3C	0,38	3,96	9,98
Ammoniumklorid (NH_4Cl) och <i>Chlorella vulgaris</i>	4	0,50	4,27	20,55
	4A	0,87	3,57	12,09
	4B	0,50	3,38	16,05
	4C	0,52	3,33	14,30

5

Diskussion

Studien består av två delar där den första delen syftar till att jämföra två nya metoder att producera fiskfoder och den andra delen består av att undersöka var ett eventuellt fiskodlingssystem kan implementeras i avloppsreningsprocessen. Under den första delen av studien genomfördes en litteraturöversikt där information från litteraturen hämtades för att kunna beräkna hur mycket energi och hur mycket yta som krävs för att producera ett kilogram bakterier respektive ett kilogram mikroalger på en vecka. Under den andra delen av studien odlades bakterier och mikroalger där båda organismerna hade natriumnitrat, (NaNO_3), eller ammoniumklorid, (NH_4Cl), som kvävekälla.

Anledningen till att studien är uppbyggd på detta sätt är för att undersöka om bakterier eller mikroalger har störst potential som fiskfoder utifrån ett energimässigt och ytmässigt perspektiv. Laborationen undersökte huruvida en näringsåtervinningsprocess bör implementeras innan eller efter nitrifikation.

5.1 Tolkning av resultat

Energiförbrukningen för bakteriell odling beräknas till totalt 11,69 kWh. Det är svårt att bedöma huruvida det beräknade värdet är rimligt eftersom det inte hittats litteratur som beräknar energiförbrukningen vid bakterieodling. Den största delen av energibehovet består av elektrolyprocessen, CO_2 -infångning och torkning som uppgår till 10,96 kWh. Antagandet om ett idealt system utan värmeförluster innebär att ett verkligt system sannolikt har högre energibehov, eftersom ett praktiskt system kommer att ha värmeförluster.

Beräkningarna visar att den bakteriella odlingen har ett uppskattat ytbehov på $0,476 \text{ m}^2$ för att producera 1 kg biomassa per vecka, där även utrymme för elektrolys och torkning har inkluderats. I en studie av Sillman et al. anges ett betydligt lägre intervall, $0-0,074 \text{ m}^2$ [26], men utan att specificera någon tidsaspekt eller ta hänsyn till efterföljande processteg såsom elektrolys och torkning. Detta försvårar en direkt jämförelse mellan resultaten och begränsar möjligheten att bedöma rimligheten i det egna beräknade värdet. Även om underlaget är begränsat och bygger på ett fåtal källor, framstår det beräknade ytbehovet inte som orimligt. Det föreslagna systemet bygger på ett antagande om 100 stycken 1-liters reaktorer per kvadratmeter, vilket

baseras på labbskala. Dock råder osäkerhet kring hur väl detta antagande skulle fungera vid uppskalning till en större skala.

Energibehovet för produktion av 1 kg mikroalger beräknades till 96,63 kWh, vilket stämmer överens med tidigare forskningsstudier. Dock har litteraturvärdena som har använts i uträkningen tagits från flera olika källor. Därmed kan den totala beräknade energiförbrukningen skilja sig från ett värde som erhållits för energiförbrukningen om samtliga ingående processer mätts i en studie med samma metoder och förutsättningar. De mest energikrävande delprocesserna i produktionen är torkning och belysning, som tillsammans står för 96,33 kWh av den totala energiförbrukningen. Mycket i mikroalgsproduktion optimeras för att minska energibehovet. Exempelvis kan ljusintensitet, våglängder och belysningscykler anpassas för att effektivisera fotosyntesen. Även temperaturreglering, luftning, skördning och torkning kan optimeras för lägre energiförbrukning, detta har tagits hänsyn till vid val av metoder. Antagandet om ett idealt system utan värmeförluster innebär att ett verkligt system sannolikt har högre energibehov än det beräknade, eftersom ett praktiskt system kommer att ha värmeförluster.

Beräkningen av ytbehovet i resultatet visar att det krävs ca 15 m² för att producera 1 kg mikroalger per vecka. Denna beräkning är baserad på PFD för fotosyntes i mikroalgerna samt molmassan kol i mikroalgscellerna. Resultatet kan vara rimligt, men eftersom alla siffror är teoretiska är det svårt att bedöma hur stort ytbehovet är i praktiken.

Laborationsresultaten visar att det inte finns någon signifikant skillnad i TSS eller VSS-värden mellan de olika proverna, med undantag för prov 2 och 4. Detta resultat visar att mikroalger fördelaktigt tar upp kväve i form av NH₄ över NO₃⁻. Dessutom observerades att bakterier har ett generellt högre VSS-värde än mikroalger, vilket skulle kunna indikera att bakterier har bättre tillväxtförmåga än mikroalger. Där-
emot skulle detta kunna bero på att startkoncentrationen av bakterier i lösningen var högre än startkoncentrationen av mikroalger och därför skulle ett högre VSS-värde för bakterier inte tyda på en bättre tillväxtförmåga. Om startkoncentrationen av bakterier hade bestämts skulle denna slutsats eventuellt kunna dras med större säkerhet.

För provernas upptag av näringsämnen hittades ingen signifikant skillnad mellan provernas upptag av NO₃⁻. För upptaget av PO₄³⁻ hittades att mikroalgerna har högre upptagningsförmåga än bakterier.

5.2 Jämförelse av resultat

Bakterier och mikroalger har stora skillnader i energi- och ytbehov vid produktion av 1 kg biomassa. Bakterier har ett ytbehov på 0,159 m² och mikroalger kräver 15,3 m². Energibehovet för produktion av 1 kg bakterier uppgår till 10,97 kWh jämfört med 96,63 kWh för mikroalger. Baserat på dessa resultat kan slutsatsen dras att implementering av odling av bakterier med avloppsvatten kan anses vara

fördelaktigt med hänsyn till energi- och ytbehov.

Resultaten från laborationen visar att tillväxten för bakterier och mikroalger gynnas om odlingen sker före nitrifikationssteget i ett avloppsreningsverk. Detta beror på att mikroalgerna och bakterierna kan ta upp kväve i form av NH_4^+ direkt, utan att först behöva reducera NO_3^- tillbaka till NH_4^+ , vilket är en energikrävande process. För att möjliggöra detta krävs det att vattnet som tillförs mikroalg- och bakterieodlingen endast genomgått mekanisk rening.

Resultatet för näringsupptagningen av NO_3^- och PO_4^{3-} för bakterier och mikroalger tyder på att mikroalger kan vara fördelaktiga i reningsprocessen av PO_4^{3-} från avloppsvatten. Resultatet för bakterier och mikroalgers upptagningsförmåga av NH_4^+ bedöms som otillförlitligt eftersom halterna efter odlingen var högre än innan odlingen. Detta skulle kunna bero på att signalen för ammonium ligger nära signalen för natrium vilket det finns mycket av i vatten. Med anledning av detta genomfördes inte heller ett t-test för att jämföra näringsupptaget.

Att rena kväve och fosfor med mikroalger och bakterier kan minska energibehoven i reningsverk genom att ersätta processer som aerering och kemikaliedosering. Dessa processer kan uppskattas stå för nästan hälften av energibehovet i ett reningsverk. För Ryaverket skulle detta innebära att ungefär 26,35 GWh hade kunnat sparas år 2023 om reningsverket inte behövde kväverening. Laborationsresultaten visar dock att biologisk och kemisk rening fortfarande krävs efter odling av bakterier och mikroalger för att uppnå tillräcklig rening och klara utsläppskraven. Detta innebär att mikroalger och bakterier främst kan fungera som ett komplement som minskar behovet av kväve- och fosforering, samt framställning av fiskmjöl och fiskolja. För varje kilogram producerat bakterieprotein krävs ca 11,7 kWh och för mikroalger ca 96,6 kWh. Även om detta är energikrävande kan det kompenseras genom att ersätta industriellt producerat foder, vilket innebär att energivinsten främst uppstår genom att kombinera rening och fiskfoderproduktion.

För användning av mikroalger och bakterier som fiskfoder kan proteininnehållet och aminosyraprofilen diskuteras. De två fodertyperna har lika proteininnehåll (70g per 100g). Däremot har bakteriell biomassa en aminosyraprofil som mer liknar den av animaliskt protein, vilket kan vara fördelaktigt med hänsyn till omsättning av protein som finns i fodret. Baserat på detta kan bakterier ses som ett mer fördelaktigt alternativ som fiskfoder än mikroalger.

5.3 Miljö och etiska aspekter

Det finns flera miljöfördelar med näringsåtervinning i avloppsreningsprocessen genom bakterie- och mikroalgodling. Bakterierna och mikroalgernas förmåga att ta upp näringsämnen som kväve och fosfor från avloppsvatten bidrar till en cirkulär resursanvändning. Samtidigt minskar energibehovet i avloppsreningsverk, där näringsavskiljning annars är energikrävande. Genom att återvinna kväve och fosfor minskar även risken för övergödning i vattenmiljöer till följd av utsläpp från av-

loppsreningsverk. Effektiv bakterie- och mikroalgsodling kan dessutom minska utsläppen av kväve och fosfor genom att reducera behovet av Haber-Bosch-processen för foderproduktion, som är en av de största källorna till dessa utsläpp. Detta skulle medföra flera miljöfördelar, bland annat minskad energi- och naturgasanvändning samt en lägre påverkan på kvävetets kretslopp.

Eftersom bakterier och mikroalger inte kräver åkermark minskar markanvändningen, och produktionen i slutna system kan utformas för att vara yteffektiv. De utgör även ett mer hållbart alternativ till fiskfoder jämfört med fiskmjöl och fiskolja. Det ekologiska fotavtrycket och påverkan på marina ekosystem är mindre eftersom behovet av vildfångad småfisk minimeras. Energikrävande moment under fiske och industriell bearbetning undviks också. Livscykelanalyser visar att mikroalger har lägre miljöpåverkan än fiskolja vad gäller global uppvärmning, markanvändning och försurning [46].

Vid implementering av fiskfoderproduktion i ett avloppsreningsverk med bakterier och mikroalger bör några etiska aspekter lyftas, framförallt med tanke på marknadsföring och målgruppen för den slutliga produkten. Huvudsakligen gäller detta den etiska frågan kring hur fodret ska användas och vilka fiskarter som ska konsumera fodret. Eftersom rovfiskar äter mindre fiskarter är det troligt att konsumenter kan använda fodret för att mata mindre fiskar som förtärs av större. Detta väcker frågan om hur stort ansvar en producent har i hur fodret används i praktiken. Just detta etiska problem bör inte påverka implementeringen av produktionsprocessen utan är snarare viktigt att lyfta vid marknadsföring av produkten. Ytterligare en etisk fråga att ställa sig vid marknadsföringen är hur konsumenter ställer sig till att konsumera fisk som odlats på foder som utnyttjat avloppsvatten.

5.4 Felkällor

I början av laborationen mättes inte mängden bakterier i rötslammet, vilket leder till osäkerheter kring hur mycket bakterietillväxt som faktiskt skett under inkubationen, eftersom vissa bakterier kan ha funnits i rötslammet redan från start. Formiat användes som kolförening istället för vätgas, vilket kan ha påverkat bakteriernas ämnesomsättning och därmed både mängden producerad biogas och dess sammansättning. Vid beräkningar användes olika informationskällor, vilket kan ha lett till variationer i indata som påverkat resultatens noggrannhet. I laborationen missades analysen av prov 2C, vilket minskade datamängden och begränsade möjligheten till jämförelser.

6

Slutsats

Utifrån denna studie kan implementering av bakterieodling i anslutning till en avloppsreningsprocess anses vara fördelaktigt över odling av mikroalger. Denna slutsats baseras på att produktionen av 1 kg bakterier beräknas kräva mindre energi och yta jämfört med mikroalger. Med hänsyn till implementering i avloppsreningsprocessen har slutsatsen dragits att detta bör ske före nitrifikationssteget för att optimera bakteriernas tillväxt. Dessutom har bakteriell biomassa visat sig vara mer lämpat som fiskfoder än mikroalger.

Den slutliga rekommendationen baserat på studiens resultat är att införa en bakterieodling för fiskfoder före nitrifikationssteget i ett avloppsreningsverk.

Framtida forskning bör i större utsträckning fokusera på odling av bakteriell biomassa framför mikroalger. Området kring odling av mikroalger tycks vara betydligt mer beforskat, trots att bakterieodlingen har många fördelar. Ett möjligt forskningsområde som skulle kunna utvecklas är forskning kring bakteriell odling på större skala än laborationsnivå, då en stor del av studierna som används i denna rapport bygger på laboratorieförsök.

Litteratur

1. Naturvårdsverket. Avloppsvattnets miljöpåverkan. 2025 Feb. Available from: <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/avlopp/avloppsvattnets-miljopaverkan/>
2. Naturvårdsverket. Avlopp. 2025 Mar. Available from: <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/avlopp/>
3. Yang K, Wang J, Zheng J och Cai W. Microalgae-based wastewater treatment: Advances and challenges in membrane harvesting technologies. 2025 Jul. DOI: 10.1016/j.seppur.2024.130805
4. Gryaab. Kort om Gryaab. 2025. Available from: <https://www.gryaab.se/om-gryaab/kort-om-gryaab/>
5. Gryaab. Vattenbehandling. 2025. Available from: <https://www.gryaab.se/vad-vi-gor/avloppsvattenrening/vattenbehandling/>
6. Nagarajan D, Mariappan N, Chen CY, Chen JH, Dong CD, Lee DJ och Chang JS. Biological treatment of swine wastewater—Conventional methods versus microalgal processes. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers* 2024. DOI: 10.1016/j.jtice.2024.105645
7. Gryaab. Miljörapport Ryaverket 2023. Tekn. rapport. 2023
8. Smoot L, Mellin J, Brinkman CK, Popova I och Coats ER. Interrogating nitrification at a molecular level: Understanding the potential influence of *Nitrobacter* spp. *Water Research* 2022 Oct; 224. DOI: 10.1016/j.watres.2022.119074
9. Keene NA, Reusser SR, Scarborough MJ, Grooms AL, Seib M, Domingo JS och Noguera DR. Pilot plant demonstration of stable and efficient high rate biological nutrient removal with low dissolved oxygen conditions. *Water Research* 2017; 121:72–85. DOI: 10.1016/j.watres.2017.05.029
10. Turkmenler H. Investigation of energy efficiency in Gebze Wastewater Treatment Plant. *International Journal of Environmental Science and Technology* 2019 Nov; 16(11):6557–64. DOI: 10.1007/s13762-019-02236-3
11. Chen S, Perathoner S, Ampelli C och Centi G. Electrochemical Dinitrogen Activation: To Find a Sustainable Way to Produce Ammonia. *Studies in Surface Science and Catalysis*. Vol. 178. Elsevier Inc., 2019 :31–46. DOI: 10.1016/B978-0-444-64127-4.00002-1
12. Coskun D, Britto DT, Shi W och Kronzucker HJ. Nitrogen transformations in modern agriculture and the role of biological nitrification inhibition. 2017 Jun. DOI: 10.1038/nplants.2017.74

13. Sareer O, Mazahar S, Akbari WMAK och Umar S. Nitrogen pollution, plants and human health. *Plants, Pollutants and Remediation*. Springer Netherlands, 2016 Jan :27–61. DOI: 10.1007/978-94-017-7194-8_3
14. Wang K, Smith D och Zheng Y. Electron-driven heterogeneous catalytic synthesis of ammonia: Current states and perspective. 2018 Apr. DOI: 10.1016/j.crcon.2018.06.004
15. Svensktvattenbruk. Fiskfoder. 2020 Mar. Available from: <https://www.svensktvattenbruk.se/46/att-driva-vattenbruk/fiskfoder.html>
16. Aas TS, Åsgård T och Ytrestøyl T. Utilization of feed resources in the production of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Norway: An update for 2020. *Aquaculture Reports* 2022 Oct; 26. DOI: 10.1016/j.aqrep.2022.101316
17. Draganovic V, Jørgensen SE, Boom R, Jonkers J, Riesen G och Goot AJVD. Sustainability assessment of salmonid feed using energy, classical exergy and eco-exergy analysis. *Ecological Indicators* 2013; 34:277–89. DOI: 10.1016/j.ecolind.2013.05.017
18. Bergman K, Henriksson PJ, Hornborg S, Troell M, Borthwick L, Jonell M, Philis G och Ziegler F. Recirculating Aquaculture Is Possible without Major Energy Tradeoff: Life Cycle Assessment of Warmwater Fish Farming in Sweden. *Environmental Science and Technology* 2020 Dec; 54(24):16062–70. DOI: 10.1021/acs.est.0c01100
19. Matassa S, Boon N och Verstraete W. Resource recovery from used water: The manufacturing abilities of hydrogen-oxidizing bacteria. 2015 Jan. DOI: 10.1016/j.watres.2014.10.028
20. Lin L, Huang H, Zhang X, Dong L och Chen Y. Hydrogen-oxidizing bacteria and their applications in resource recovery and pollutant removal. 2022 Aug. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.155559
21. Matassa S, Verstraete W, Pikaar I och Boon N. Autotrophic nitrogen assimilation and carbon capture for microbial protein production by a novel enrichment of hydrogen-oxidizing bacteria. *Water Research* 2016 Sep; 101:137–46. DOI: 10.1016/j.watres.2016.05.077
22. Pander B, Mortimer Z, Woods C, McGregor C, Dempster A, Thomas L, Mallepaard J, Mansfield R, Rowe P och Krabben P. Hydrogen oxidising bacteria for production of single-cell protein and other food and feed ingredients. *Engineering Biology* 2020 Jun; 4:21–4. DOI: 10.1049/enb.2020.0005
23. Dou J, Huang Y, Ren H, Li Z, Cao Q, Liu X och Li D. Autotrophic, Heterotrophic, and Mixotrophic Nitrogen Assimilation for Single-Cell Protein Production by Two Hydrogen-Oxidizing Bacterial Strains. *Applied Biochemistry and Biotechnology* 2019 Jan; 187:338–51. DOI: 10.1007/s12010-018-2824-1
24. Angenent SC, Schuttinga JH, Efferen MFH van, Kuizenga B, Bree B van, Krieken RO van der, Verhoeven TJ och Wijffels RH. Hydrogen Oxidizing Bacteria as Novel Protein Source for Human Consumption: An Overview. *The Open Microbiology Journal* 2022 Nov; 16. DOI: 10.2174/18742858-v16-e2207270
25. Barbosa RG, Sleutels T, Verstraete W och Boon N. Hydrogen oxidizing bacteria are capable of removing orthophosphate to ultra-low concentrations in a fed batch reactor configuration. *Bioresource Technology* 2020 Sep; 311. DOI: 10.1016/j.biortech.2020.123494

26. Sillman J, Nygren L, Kahiluoto H, Ruuskanen V, Tamminen A, Bajamundi C, Nappa M, Wuokko M, Lindh T, Vainikka P, Pitkänen JP och Ahola J. Bacterial protein for food and feed generated via renewable energy and direct air capture of CO₂: Can it reduce land and water use? *Global Food Security* 2019; 22:25–32. DOI: 10.1016/j.gfs.2019.09.007. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2019.09.007>
27. Peter Atkins LJ och Laverman L. CHEMICAL PRINCIPLES THE QUEST FOR INSIGHT Seventh Edition. Kate Ahr Parker, 2016
28. Siatou A, Manali A och Gikas P. Energy Consumption and Internal Distribution in Activated Sludge Wastewater Treatment Plants of Greece. *Water* 2020; 12. Energy consumption analyzed in units of kWh/m³:1204. DOI: 10.3390/w12041204. Available from: <https://www.mdpi.com/2073-4441/12/4/1204>
29. Alshiyab H, Kalil M, Hamid A och Yusoff W. Improvement of biohydrogen production under increased the reactor size by *C. acetobutylicum* NCIMB 13357. *American Journal of Environmental Sciences* 2009; 5:33–40. DOI: 10.3844/ajes.2009.33.40
30. Yang K, Wang J, Zheng J och Cai W. Microalgae-based wastewater treatment: Advances and challenges in membrane harvesting technologies. 2025 Jul. DOI: 10.1016/j.seppur.2024.130805
31. Arutselvan C, Seenivasan Hk, Lewis Oscar F, Ramya G, Thuy Lan Chi N, Pugazhendhi A och Thajuddin N. Review on wastewater treatment by microalgae in different cultivation systems and its importance in biodiesel production. *Fuel* 2022 Sep; 324. DOI: 10.1016/j.fuel.2022.124623
32. Johnson MP. Photosynthesis. *Essays in Biochemistry* 2016; 60. Open Access under CC BY 4.0:255–73. DOI: 10.1042/EBC20160016. Available from: <http://portlandpress.com/essaysbiochem/article-pdf/60/3/255/478702/bse0600255.pdf>
33. Jose J, Kallapurakel TJ, P SS och Manirethan V. Optimizing *Chlorella vulgaris* cultivation in an airlift photobioreactor using coconut oil mill effluent (COME) for biodiesel production. *Journal of the Indian Chemical Society* 2024; 101:101132. DOI: 10.1016/j.jics.2024.101132. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.jics.2024.101132>
34. Fu J, Huang Y, Liao Q, Xia A, Fu Q och Zhu X. Photo-bioreactor design for microalgae: A review from the aspect of CO₂ transfer and conversion. *Biore-source Technology* 2019 Nov; 292:121947. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.121947. Available from: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852419311770>
35. Kim TH, Lee Y, Han SH och Hwang SJ. The effects of wavelength and wavelength mixing ratios on microalgae growth and nitrogen, phosphorus removal using *Scenedesmus* sp. for wastewater treatment. *Bioresource Technology* 2013; 130:75–80. DOI: 10.1016/j.biortech.2012.11.134
36. Abbott MS, Brain CM, Harvey AP, Morrison MI och Valente Perez G. Liquid culture of microalgae in a photobioreactor (PBR) based on oscillatory baffled reactor (OBR) technology - A feasibility study. *Chemical Engineering Science* 2015 Dec; 138:315–23. DOI: 10.1016/j.ces.2015.07.045

37. Joy SR och Anju TR. Microalgal Biomass: Introduction and Production Methods. *Handbook of Biomass*. Springer Nature Singapore, 2024 :167–94. DOI: 10.1007/978-981-99-6727-8{_}7
38. Jones SM och Harrison ST. Aeration energy requirements for lipid production by *Scenedesmus* sp. in airlift bioreactors. *Algal Research* 2014; 5:249–57. DOI: 10.1016/j.algal.2014.03.003
39. Pruvost J, Le Gouic B, Lepine O, Legrand J och Le Borgne F. Microalgae culture in building-integrated photobioreactors: Biomass production modelling and energetic analysis. *Chemical Engineering Journal* 2016; 284:850–61. DOI: 10.1016/j.cej.2015.08.118
40. Zhu J, Wakisaka M, Omura T, Yang Z, Yin Y och Fang W. Advances in industrial harvesting techniques for edible microalgae: Recent insights into sustainable, efficient methods and future directions. 2024 Jan. DOI: 10.1016/j.jclepro.2024.140626
41. Wei C, Huang Y, Xia A, Zhu X, Zhu X och Liao Q. Performance and feasibility analysis of an integrated airlift microalgae photobioreactor for cultivation and pre-harvesting. *Journal of Environmental Management* 2025 Feb; 375. DOI: 10.1016/j.jenvman.2025.124244
42. Investigation of the drying characteristics of microalgae using microwave irradiation. IEEE, 2015
43. Pruvost J, Gouic BL, Lepine O, Legrand J och Borgne FL. Microalgae culture in building-integrated photobioreactors: Biomass production modelling and energetic analysis. *Chemical Engineering Journal* 2016; 284:850–61. DOI: 10.1016/j.cej.2015.08.118
44. Maghzian A, Aslani A och Zahedi R. A comprehensive review on effective parameters on microalgae productivity and carbon capture rate. *Journal of Environmental Management* 2024 Mar; 355. DOI: 10.1016/j.jenvman.2024.120539
45. Guo X, Wang Q, Wu Y, Liu X och Gong Z. Comprehensive insights into microalgae proteins: Nutritional profiles and innovative applications as sustainable alternative proteins in health and food sciences. 2024 Sep. DOI: 10.1016/j.foodhyd.2024.110112
46. Bartek L, Strid I, Henryson K, Junne S, Rasi S och Eriksson M. Life cycle assessment of fish oil substitute produced by microalgae using food waste. *Sustainable Production and Consumption* 2021 Jul; 27:2002–21. DOI: 10.1016/j.spc.2021.04.033
47. Gao L, Qin Y, Zhou X, Jin W, He Z, Li X och Wang Q. Microalgae as future food: Rich nutrients, safety, production costs and environmental effects. 2024 Jun. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.172167
48. Arnell M, Saagi R, Wärff C, Ahlström M och Jeppsson U. Värmeåtervinning ur avloppsvatten Energiåtervinning och påverkan på avloppssystemet. Tekn. rapport. Available from: www.svensktvatten.se
49. Nordling C och Österman J. *Physics Handbook for Science and Engineering*. 9. utg. Lund, Sweden: Studentlitteratur, 2017
50. Elliott JR och Lira CT. *Introductory Chemical Engineering Thermodynamics*. 2. utg. Upper Saddle River, NJ, USA: Prentice Hall, 2012

51. Social Science Statistics. Quick P Value from T Score Calculator. 2025 Apr. Available from: <https://www.socscistatistics.com/pvalues/tdistribution.aspx>
52. Saskatchewan Mathematics Teachers' Society. F-Distribution Table. Accessed: 2025-04-29. 2020. Available from: <https://www.saskoer.ca/app/uploads/sites/313/2020/05/F-Distribution-Table.pdf>

A

Appendix 1 - Energibehov för bakterieodling

A.1 Temperaturhöjning

För att beräkna energibehovet för att höja temperaturen från $16,7^{\circ}\text{C}$ till 30°C används ekvation 8. Där m är vattnets massan, c_p är värmekapaciteten av vattnet vid 30°C och ΔT är den önskade temperaturhöjningen.

$$Q = m \cdot c_p \cdot \Delta T \quad (8)$$

Massan på vattnet, m , beräknas med ekvation 12 där ρ är vattnets densitet och V är volymen av vattnet.

$$m = \rho \cdot V \quad (12)$$

Vattenförbrukningen uppgår till maximalt 41 liter [26], vilket innebär att volymen som maximalt ska värmas upp är $V = 0,041 \text{ m}^3$ och $\rho = 997,3 \text{ kg/m}^3$ [49] vilket ger en total massa på 40,8893 kg enligt beräkningen ekvation 13.

$$m = 997,3 \text{ kg/m}^3 \cdot 0,041 \text{ m}^3 = 40,8893 \text{ kg} \quad (13)$$

Temperaturskillnaden ΔT beräknas enligt ekvation 14 och temperaturskillnaden blir densamma i Kelvin.

$$\Delta T = 30^{\circ}\text{C} - 16,7^{\circ}\text{C} = 13,3^{\circ}\text{C} \quad (14)$$

$$\Delta T = 13,3 \text{ K} \quad (15)$$

Värmekapaciteten av vatten vid 30°C är $c_p = 4181,4 \text{ J/kg} \cdot \text{K}$. [49]

Energibehovet, Q , kan därav beräknas enligt ekvation 16 blir därför:

$$Q = 40,8893 \text{ kg} \cdot 4181,4 \text{ J/kg} \cdot K \cdot 13,3 \text{ K} = 2273961,103 \text{ J} \quad (16)$$

För att omvandla till kWh använder vi omvandlingsfaktorn $1 \text{ kWh} = 3.6 \times 10^6 \text{ J}$ enligt ekvation 17:

$$Q = \frac{2273961,103 \text{ J}}{3.6 \times 10^6 \text{ J/kWh}} = 0,63166 \text{ kWh} \quad (17)$$

Energibehovet för att värma vattnet från 16.7°C till 30°C blir således $0,632 \text{ kWh}$.

A.2 Omrörning i reaktor

Energibehovet för omrörning i reaktor kan beräknas genom att multiplicera energibehovet per införd volym (m^3) med antalet liter $0,128\text{-}2,280 \text{ kWh/m}^3$.

$$E_{\text{omrörning}} = 2,280 \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3} \times 0,041 \text{ m}^3 = 0,09348 \text{ kWh} \quad (18)$$

Energibehovet för omrörning uppgår således till $0,0935 \text{ kWh}$.

B

Appendix 2 - Ytbehov för bakterieodling

B.1 Ytbehovsberäkningar

För att beräkna vattenförbrukningen per kvadratmeter och timme används den givna produktiviteten $0,375 \text{ g CDW/L} \cdot \text{h}$ [21], vilket motsvarar $0,000375 \text{ kg CDW/L} \cdot \text{h}$. Reaktorvolymen antas vara 1 liter i en reaktor med en bottenyta på 1 dm^2 . Detta motsvarar en reaktorvolym på 100 liter per kvadratmeter, vilket används som antagande i beräkningen enligt ekvation 19.

$$1 \frac{\text{liter}}{\text{dm}^2} = 1 \frac{\text{liter}}{(0.1 \text{ m})^2} = 1 \frac{\text{liter}}{0.01 \text{ m}^2} = 100 \frac{\text{liter}}{\text{m}^2} \quad (19)$$

Därmed kan biomassaproduktionen per kvadratmeter och timme beräknas med ekvation 20:

$$\dot{m}_{\text{biomassa}} = 0,000375 \text{ kg/L} \cdot \text{h} \cdot 100 \text{ L/m}^2 = 0,0375 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{h} \quad (20)$$

B.1.1 Ytbehov per kg biomassa på ett dygn

Antal timmar per dygn: 24 h. Yta som krävs för att producera 1 kg biomassa:

$$A_{\text{dygn}} = \frac{1}{0,0375 \cdot 24} = \frac{1}{0,9} \approx 1,11 \text{ m}^2 \quad (21)$$

För att producera **1 kg biomassa per dygn** krävs:

Yta: $1,11 \text{ m}^2$

B.1.2 Ytbehov per kg biomassa på en vecka

Antal timmar per vecka: $7 \cdot 24 = 168$ h Y_{tan} som krävs för att producera 1 kg biomassa per vecka:

$$A_{\text{vecka}} = \frac{1}{0,0375 \cdot 168} = \frac{1}{6,3} \approx 0,159 \text{ m}^2 \quad (22)$$

För att producera **1 kg biomassa per vecka** krävs:

Yta: 0,159 m ²

B.1.3 Ytbehov per kg biomassa på en vecka inkluderat med elektrolys och torkning

Om det antas att både elektrolysen och torkningssteget kräver lika stort utrymme som själva biomassaproduktionen, innebär det att det totala ytbehovet tredubblas jämfört med det beräknade värdet.

$$A_{\text{vecka,total}} = \frac{1}{0,0375 \cdot 168} * 3 = \frac{1}{6,3} * 3 \approx 0,476 \text{ m}^2 \quad (23)$$

C

Appendix 3 - Energibehov för mikroalgsodling

C.1 Temperaturuppvärmning

Systemet och Air-lift reaktorn har antagits vara ideal och därmed inte ha några värmeförluster efter uppvärmningen. Detta innebär att beräkningar görs utifrån att systemet inte avger eller får extern värme under hela processens gång.

För att hitta energibehovet används ekvation 8 där m är massan på vattnet i reaktorn, c_p är värmekapaciteten av vattnet vid 25°C och ΔT är den önskade temperaturhöjningen [50].

$$Q = m \cdot c_p \cdot \Delta T \quad (8)$$

Massan på vattnet, m , beräknas med ekvation 12 [49] där ρ är vattnets densitet $\rho = 997.3 \text{ kg/m}^3$ och V är volymen av vattnet $V = 0.002 \text{ m}^3$ (Nödvändig volym av en reaktor för att producera 1kg mikroalger) [43].

$$m = \rho \cdot V \quad (12)$$

Vilket ger en total massa av vattnet enligt 24.

$$m = 997.3 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \cdot 0.002 \text{ m}^3 = 1.9946 \text{ kg} \quad (24)$$

För ΔT tar vi vår ingående temperatur baserat på en studie som undersökte genomsnittlig temperatur av vatten ut ur avloppsreningsverk. Denna temperaturen hittades vara 16.7°C . Temperaturen för vattnet för optimal tillväxt av mikroalger är 25°C , vilket ger:

$$\Delta T = 25^\circ\text{C} - 16.7^\circ\text{C} = 8.3^\circ\text{C} \quad (25)$$

Detta värdet blir densamma i kelvin då det är skillnad mellan temperaturer, alltså

$$\Delta T = 8.3 \text{ K} \quad (26)$$

Värmekapaciteten av vatten vid 25°C är $c_p = 4181.4 \text{ J/kg} \cdot \text{K}$. [49]

Energibehovet, Q , blir därför:

$$Q = 1.9946 \text{ kg} \cdot 4181.4 \frac{\text{J}}{\text{kg} \cdot \text{K}} \cdot 8.3 \text{ K} = 69223.83 \text{ J} \quad (27)$$

För att omvandla till kWh använder vi omvandlingsfaktorn $1 \text{ kWh} = 3.6 \times 10^6 \text{ J}$:

$$Q = \frac{69223.83 \text{ J}}{3.6 \times 10^6 \text{ J/kWh}} = 0.0192 \text{ kWh} \quad (28)$$

Så, energibehovet för att värma vattnet från 16.7°C till 25°C är 0.0192 kWh .

C.2 Skördning

Metoden för skördning valdes till flockning-filtrering. Litteraturvärden som presenterar en livscykelanalys med inventeringsdata för energibehovet vid olika metoder för skördning av 1 kg mikroalger användes. [41]

Flockning-filtrering använder energi på två olika sätt: för pumpning och mixning. Energiförbrukningen för skördning av 1 kg mikroalger är:

$$\text{Pumpning} = 0.276 \text{ kWh}, \quad \text{Mixning} = 0.01 \text{ kWh} \quad (29)$$

Totalt energibehov för skördning av 1 kg mikroalger blir:

$$\text{Totalt energibehov} = 0.277 \text{ kWh} \quad (30)$$

C.3 Torkning

Litteraturvärde för energibehovet vid torkning av 1 kg mikroalger till en maximal fuktighet på 10% är 66.67 kWh [42].

C.4 Belysning

Energibehovet som krävs för belysningen beräknas under antagandet att samma förhållanden för tillväxten i systemet är desamma som under laborationen, det vill

säga 7 dagars tillväxt under belysning 16 timmar om dygnet. Detta ger 112 timmar konstant belysning.

Enligt litteraturvärden är den genomsnittliga intensiteten av lamporna som används under tillväxt av mikroalger $78 \mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$. [36]

En omräkningsfaktor från artikeln *A Comprehensive Review on Effective Parameters on Microalgae Productivity and Carbon Capture Rate* visar att $1 \text{ W}/\text{m}^2$ är lika med $4.5 \mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$. [44] Därmed får vi:

$$\text{Effektbehov} = 17.3 \frac{\text{W}}{\text{m}^2} \quad (31)$$

För att beräkna energibehovet använder vi ytan som behövs för att producera 1 kg mikroalger, vilket har beräknats till 15.31 m^2 . Detta ger:

$$\text{Energibehov per yta} = 17.3 \frac{\text{W}}{\text{m}^2} \cdot 15.31 \text{ m}^2 = 264.86 \text{ W} \quad (32)$$

Eftersom mikroalgerna ska växa med konstant belysning under 112 timmar, multiplicerar vi detta värde med antalet timmar lampan används:

$$\text{Totalt energibehov} = 264.86 \text{ W} \cdot 112 \text{ timmar} = 29664.32 \text{ Wh} = 29.66 \text{ kWh} \quad (33)$$

C.5 CO₂-tillförsel

CO₂-berikad luft pumpas in i reaktorn för omrörning och tillväxt av mikroalgerna. Litteraturvärde visar att energibehovet för att tillföra luft till reaktorn är mellan $0.35 \text{ kWh}/\text{m}^3$ och $0.50 \text{ kWh}/\text{m}^3$. Medelvärdet $0.425 \text{ kWh}/\text{m}^3$ används. [39]

Volymen för reaktorn är 0.002 m^3 , vilket ger ett energibehov för CO₂-tillförsel:

$$\text{Energibehov} = 0.425 \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3} \cdot 0.002 \text{ m}^3 = 8.5 \times 10^{-4} \text{ kWh} \quad (34)$$

D

Appendix 4 - Ytbehov för mikroalgsodling

Den är den minsta ljusintensitet som krävs för fotosyntesen är $4,5 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ [44].

Detta ger ett algbiomassa på $108 \mu\text{g}$ alg enligt ekvation 35 där $12 \mu\text{g}/\mu\text{mol C}$ är molmassan för kol [44], och $\frac{2 \mu\text{g alg}}{1 \mu\text{g C}}$ är förhållandet mellan ett 2:1-förhållandet mellan algbiomassa och kol.

$$4,5 \frac{\mu\text{mol}}{\text{m}^2 \cdot \text{s}} \times 12 \frac{\mu\text{g}}{\mu\text{mol C}} \times \frac{2 \mu\text{g alg}}{1 \mu\text{g C}} = 108 \frac{\mu\text{g alg}}{\text{m}^2 \cdot \text{s}} \quad (35)$$

Detta kan omvandlas till $65,3184 \frac{\text{g alg}}{\text{m}^2 \cdot \text{vecka}}$ enligt ekvation 36.

$$108 \frac{\mu\text{g alg}}{\text{m}^2 \cdot \text{s}} \cdot 604800 \frac{\text{s}}{\text{vecka}} \cdot \frac{1 \text{ g}}{1\,000\,000 \mu\text{g}} = 65,3184 \frac{\text{g alg}}{\text{m}^2 \cdot \text{vecka}} \quad (36)$$

$$\frac{1000 \text{ g}}{65,31 \frac{\text{g}}{\text{m}^2}} = 15,3109 \text{ m}^2 \quad (37)$$

Det totala ytbehovet för att producera 1kg mikroalger uppgår således till $15,3 \text{ m}^2$ enligt 37.

E

Appendix 5

E.1 Beräkning av TSS och VSS

För beräkning av TSS och VSS används ekvation 10 och ekvation 11 och värdena hämtas från tabell 6.

$$\text{TSS}_{1A} = \frac{0,1448 \text{ g} - 0,1376 \text{ g}}{0,06 \text{ l}} = 0,12 \text{ g/l} \quad (38)$$

$$\text{VSS}_{1A} = \frac{0,1448 \text{ g} - 0,1406 \text{ g}}{0,06 \text{ l}} = 0,07 \text{ g/l} \quad (39)$$

$$\text{TSS}_{1B} = \frac{0,1458 \text{ g} - 0,1374 \text{ g}}{0,06 \text{ l}} = 0,14 \text{ g/l} \quad (40)$$

$$\text{VSS}_{1B} = \frac{0,1458 \text{ g} - 0,1414 \text{ g}}{0,06 \text{ l}} = 0,073\bar{3} \text{ g/l} \quad (41)$$

$$\text{TSS}_{1C} = \frac{0,1466 \text{ g} - 0,1378 \text{ g}}{0,06 \text{ l}} = 0,146\bar{6} \text{ g/l} \quad (42)$$

$$\text{VSS}_{1C} = \frac{0,1466 \text{ g} - 0,1419 \text{ g}}{0,06 \text{ l}} = 0,078\bar{3} \text{ g/l} \quad (43)$$

$$\text{TSS}_{2A} = \frac{0,1387 \text{ g} - 0,1365 \text{ g}}{0,06 \text{ l}} = 0,037 \text{ g/l} \quad (44)$$

$$\text{VSS}_{2A} = \frac{0,1387 \text{ g} - 0,1374 \text{ g}}{0,06 \text{ l}} = 0,0217 \text{ g/l} \quad (45)$$

$$\text{TSS}_{2B} = \frac{0,1399 \text{ g} - 0,1382 \text{ g}}{0,06 \text{ l}} = 0,028\bar{3} \text{ g/l} \quad (46)$$

$$\text{VSS}_{2B} = \frac{0,1399 \text{ g} - 0,1387 \text{ g}}{0,06 \text{ l}} = 0,02 \text{ g/l} \quad (47)$$

$$\text{TSS}_{2C} = \frac{0,1396 \text{ g} - 0,1378 \text{ g}}{0,06 \text{ l}} = 0,03 \text{ g/l} \quad (48)$$

$$\text{VSS}_{2C} = \frac{0,1396 \text{ g} - 0,1384 \text{ g}}{0,06 \text{ l}} = 0,02 \text{ g/l} \quad (49)$$

$$\text{TSS}_{3A} = \frac{0,1467 \text{ g} - 0,1384 \text{ g}}{0,06 \text{ l}} = 0,138\bar{3} \text{ g/l} \quad (50)$$

$$\text{VSS}_{3A} = \frac{0,1467 \text{ g} - 0,1420 \text{ g}}{0,06 \text{ l}} = 0,078\bar{3} \text{ g/l} \quad (51)$$

$$\text{TSS}_{3B} = \frac{0,1458 \text{ g} - 0,1369 \text{ g}}{0,06 \text{ l}} = 0,148\bar{3} \text{ g/l} \quad (52)$$

$$\text{VSS}_{3B} = \frac{0,1458 \text{ g} - 0,1406 \text{ g}}{0,06 \text{ l}} = 0,086\bar{6} \text{ g/l} \quad (53)$$

$$\text{TSS}_{3C} = \frac{0,1471 \text{ g} - 0,1388 \text{ g}}{0,06 \text{ l}} = 0,138\bar{3} \text{ g/l} \quad (54)$$

$$\text{VSS}_{3C} = \frac{0,1471 \text{ g} - 0,1424 \text{ g}}{0,06 \text{ l}} = 0,078\bar{3} \text{ g/l} \quad (55)$$

$$\text{TSS}_{4A} = \frac{0,1412 \text{ g} - 0,1384 \text{ g}}{0,06 \text{ l}} = 0,0467 \text{ g/l} \quad (56)$$

$$\text{VSS}_{4A} = \frac{0,1412 \text{ g} - 0,1390 \text{ g}}{0,06 \text{ l}} = 0,0367 \text{ g/l} \quad (57)$$

$$\text{TSS}_{4B} = \frac{0,1404 \text{ g} - 0,1380 \text{ g}}{0,06 \text{ l}} = 0,04 \text{ g/l} \quad (58)$$

$$\text{VSS}_{4B} = \frac{0,1404 \text{ g} - 0,1385 \text{ g}}{0,06 \text{ l}} = 0,0317 \text{ g/l} \quad (59)$$

$$\text{TSS}_{4C} = \frac{0,1400 \text{ g} - 0,1379 \text{ g}}{0,06 \text{ l}} = 0,035 \text{ g/l} \quad (60)$$

$$\text{VSS}_{4C} = \frac{0,1400 \text{ g} - 0,1384 \text{ g}}{0,06 \text{ l}} = 0,0267 \text{ g/l} \quad (61)$$

E.2 T-test för TSS och VSS

Medelvärden och variansen för TSS och VSS beräknas enligt ekvation 62 respektive där ekvation 63. I ekvationerna är \bar{x} medelvärdet, s^2 är antalet värden och x_k är varje enskilt värde.

$$\bar{x} = \frac{1}{i} \sum_{k=1}^i x_k \quad (62)$$

$$s^2 = \frac{1}{i-1} \sum_{k=1}^i (x_k - \bar{x})^2 \quad (63)$$

Medelvärdet och variansen för TSS i prov 1A, 1B och 1C beräknas enligt ekvation 64 samt ekvation 65 och medelvärdet och variansen för VSS i proven 1A, 1B och 1C beräknas enligt ekvation 66 samt ekvation 67.

$$\bar{x}_{TSS1} = \frac{0,12 + 0,14 + 0,15}{3} \approx 0,1367 \quad (64)$$

$$s_{TSS1}^2 = \frac{1}{3-1} [(0,12 - 0,1367)^2 + (0,14 - 0,1367)^2 + (0,15 - 0,1367)^2] \\ \approx 2,34 \cdot 10^{-4} \quad (65)$$

$$\bar{x}_{VSS1} = \frac{0,07 + 0,07 + 0,08}{3} \approx 0,0733 \quad (66)$$

$$s_{VSS1}^2 = \frac{1}{3-1} [(0,07 - 0,0733)^2 + (0,07 - 0,0733)^2 + (0,08 - 0,0733)^2] \\ \approx 3,35 \cdot 10^{-5} \quad (67)$$

Medelvärden och variansen för TSS i prov 2A, 2B och 2C beräknas enligt ekvation 68 samt ekvation 69 och medelvärden och variansen för VSS i proven 2A, 2B och 2C beräknas enligt ekvation 70 samt ekvation 71.

$$\bar{x}_{TSS2} = \frac{0,04 + 0,03 + 0,03}{3} \approx 0,0333 \quad (68)$$

$$s_{TSS2}^2 = \frac{1}{3-1} [(0,04 - 0,0333)^2 + (0,03 - 0,0333)^2 \\ + (0,03 - 0,0333)^2] \\ \approx 3,33 \cdot 10^{-5} \quad (69)$$

$$\bar{x}_{VSS2} = \frac{0,022 + 0,020 + 0,020}{3} \approx 0,02066 \quad (70)$$

$$s_{VSS2}^2 = \frac{1}{3-1} [(0,022 - 0,02066)^2 + \\ (0,02 - 0,02066)^2 + (0,02 - 0,02066)^2] \\ \approx 1,33 \cdot 10^{-6} \quad (71)$$

$$(72)$$

Medelvärde och variansen för TSS i prov 3A, 3B och 3C beräknas enligt ekvation 73 samt ekvation 74 och medelvärde och variansen för VSS i proven 3A, 3B och 3C beräknas enligt ekvation 75 samt ekvation 76.

$$\bar{x}_{\text{TSS3}} = \frac{0,14 + 0,15 + 0,14}{3} = 0,1433 \quad (73)$$

$$\begin{aligned} s_{\text{TSS3}}^2 &= \frac{1}{3-1} [(0,14 - 0,1433)^2 + (0,15 - 0,1433)^2 + (0,14 - 0,1433)^2] \\ &= 3,35 \cdot 10^{-5} \end{aligned} \quad (74)$$

$$\bar{x}_{\text{VSS3}} = \frac{0,08 + 0,09 + 0,08}{3} \approx 0,0833 \quad (75)$$

$$\begin{aligned} s_{\text{VSS3}}^2 &= \frac{1}{3-1} [(0,08 - 0,0833)^2 + (0,09 - 0,0833)^2 + (0,08 - 0,0833)^2] \\ &= 3,35 \cdot 10^{-5} \end{aligned} \quad (76)$$

Medelvärde och variansen för TSS i prov 4A, 4B och 4C beräknas enligt ekvation 77 samt ekvation 78 och medelvärde och variansen för VSS i proven 4A, 4B och 4C beräknas enligt ekvation 79 samt ekvation 80.

$$\bar{x}_{\text{TSS4}} = \frac{0,05 + 0,04 + 0,04}{3} = 0,0433 \quad (77)$$

$$\begin{aligned} s_{\text{TSS4}}^2 &= \frac{1}{3-1} [(0,05 - 0,0433)^2 + (0,04 - 0,0433)^2 + (0,04 - 0,0433)^2] \\ &= 3,33 \cdot 10^{-5} \end{aligned} \quad (78)$$

$$\bar{x}_{\text{VSS4}} = \frac{0,04 + 0,03 + 0,03}{3} = 0,0333 \quad (79)$$

$$\begin{aligned} s_{\text{VSS4}}^2 &= \frac{1}{3-1} [(0,04 - 0,0333)^2 + (0,03 - 0,0333)^2 + (0,03 - 0,0333)^2] \\ &= 3,33 \cdot 10^{-5} \end{aligned} \quad (80)$$

T-test genomförs genom att beräkna teststatistikan enligt ekvation 81 där \bar{x}_A och \bar{x}_B är medelvärde för prov A och prov B, s_A^2 och s_B^2 är standardavvikelsen för prov A och

B och n_A och n_B är antalet observationer i prov A och prov B. T-test genomförs för att analysera huruvida medelvärdet för TSS och för VSS skiljer sig i prov 1 (rötslam och Natriumnitrat ($NaNO_3$)) med prov 3 (rötslam och Ammoniumklorid (NH_4Cl)) samt om medelvärdena för TSS och VSS skiljer sig mellan prov 2 (*Chlorella vulgaris* och Natriumnitrat ($NaNO_3$)) och prov 4 (*Chlorella vulgaris* och Ammoniumklorid (NH_4Cl)). Detta görs genom att utifrån det beräknade kritiska värdet beräkna ett p-värde. Om p-värdet $< 0,05$ förkastas följande nollhypotes och alternativhypotesen kan antas vara sann.

$$t = \frac{\bar{x}_A - \bar{x}_B}{\sqrt{\frac{s_A^2}{n_A} + \frac{s_B^2}{n_B}}} \quad (81)$$

Följande nollhypotes och alternativhypotes ställs upp där μ_A och μ_B är det sanna medelvärdet för prov A och för prov B.

T-värde beräknas för medelvärdena för provtyp 1 och 3 för TSS och VSS, provtyp 2 och 4 för TSS och VSS.

$$H_0 : \mu_A = \mu_B \quad (\text{Medelvärdena är lika}) \quad (82)$$

$$H_A : \mu_A \neq \mu_B \quad (\text{Medelvärdena är olika}) \quad (83)$$

Ett p-värde för de fyra jämförelserna bestäms baserat på det beräknade t-värdet och enligt tabell. Antalet frihetsgrader bestäms med ekvation 84 där n_A är antalet observationer i mängden A och n_B är antalet observationer i mängden B.

$$df = n_A + n_B - 2 \quad (84)$$

T-test för jämförelse mellan prov 1 och 3:

$$t = \frac{|\bar{x}_{TSS1} - \bar{x}_{TSS3}|}{\sqrt{\frac{s_{TSS1}^2}{n_1} + \frac{s_{TSS3}^2}{n_2}}} = \frac{|0,1367 - 0,1433|}{\sqrt{\frac{0,0002335}{3} + \frac{0,0000335}{3}}} = \frac{0,0066}{\sqrt{0,000089}} \approx 0,699 \quad (85)$$

Vilket ger med 4 frihetsgrader ett p-värde=0,523062 [51]. Eftersom p-värdet $< 0,05$ så förkastas nollhypotesen.

$$t = \frac{|\bar{x}_{VSS1} - \bar{x}_{VSS3}|}{\sqrt{\frac{s_{VSS1}^2}{n_1} + \frac{s_{VSS3}^2}{n_2}}} = \frac{|0,0733 - 0,0833|}{\sqrt{\frac{0,0000335}{3} + \frac{0,0000335}{3}}} = \frac{0,01}{\sqrt{0,0000223}} \approx 2,119 \quad (86)$$

Vilket ger med 4 frihetsgrader ett p-värde=0,101456 [51]. Eftersom p-värdet $< 0,05$ så förkastas nollhypotesen.

T-test för jämförelse mellan prov 2 och 4:

$$t = \frac{|\bar{x}_{\text{TSS2}} - \bar{x}_{\text{TSS4}}|}{\sqrt{\frac{s_{\text{TSS2}}^2}{n_1} + \frac{s_{\text{TSS4}}^2}{n_2}}} = \frac{|0,0333 - 0,0433|}{\sqrt{\frac{0,0000333}{3} + \frac{0,0000333}{3}}} = \frac{0,01}{\sqrt{0,0000222}} \approx 2,12 \quad (87)$$

Vilket ger med 4 frihetsgrader ett p-värde=0,101342 [51]. Eftersom p-värdet < 0,05 så förkastas nollhypotesen.

$$t = \frac{|\bar{x}_{\text{VSS2}} - \bar{x}_{\text{VSS4}}|}{\sqrt{\frac{s_{\text{VSS2}}^2}{n_1} + \frac{s_{\text{VSS4}}^2}{n_2}}} = \frac{|0,020556 - 0,0333|}{\sqrt{\frac{0,0000012225}{3} + \frac{0,0000333}{3}}} = \frac{0,0227}{\sqrt{0,0000115}} \approx 6,73 \quad (88)$$

Vilket ger med 4 frihetsgrader ett p-värde=0,002539 [51]. Eftersom p-värdet > 0,05 så antas nollhypotesen vara sann.

E.2.1 T-test för upptagning av nitrat

För att undersöka om det finns en signifikant skillnad i nitratupptag mellan mikroalger och bakterier, ställs följande nollhypotes och alternativ hypotes upp. Där μ_A är upptagning av nitrat för mikroalger och μ_B är upptagning av nitrat för bakterier.

$$H_0 : \mu_A = \mu_B \quad (\text{Medelvärdena är lika}) \quad (89)$$

$$H_A : \mu_A \neq \mu_B \quad (\text{Medelvärdena är olika}) \quad (90)$$

För att undersöka dessa hypoteser genomförs ett t-test och som tidigare används det beräknade t-värdet med frihetsgraderna för att bestämma ett p-värde som avgör ifall att nollhypotesen kan förkastas eller inte. Antalet frihetsgrader beräknas med ekvation (67) till 3. Följande metod användes för att beräkna t-värdet och baseras på ekvationer (61) och (62).

$$\bar{x}_1 = \frac{21.71 + 20.97 + 23.76}{3} = \frac{66.44}{3} \approx 22.147 \quad (91)$$

$$\bar{x}_2 = \frac{26.15 + 23.32}{2} = \frac{49.47}{2} = 24.735 \quad (92)$$

$$s_1^2 = \frac{1}{3-1} \left[(21.71 - 22.147)^2 + (20.97 - 22.147)^2 + (23.76 - 22.147)^2 \right] = 2.0896 \quad (93)$$

$$s_2^2 = \frac{1}{2-1} \left[(26.15 - 24.735)^2 + (23.32 - 24.735)^2 \right] = 4.00445 \quad (94)$$

$$t = \frac{\bar{x}_2 - \bar{x}_1}{\sqrt{\frac{s_2^2}{n_A} + \frac{s_1^2}{n_1}}} = \frac{24.735 - 22.147}{\sqrt{\frac{4.00445}{2} + \frac{2.0896}{3}}} \quad (95)$$

$$t = \frac{2.588}{\sqrt{2.002225 + 0.696533}} = \frac{2.588}{\sqrt{2.698758}} \approx \frac{2.588}{1.6428} \approx 1.576 \quad (96)$$

Med 3 frihetsgrader och beräknade t-värde fås ett p-värde på 0.213113 [51].

E.2.2 ANOVA-jämförelse för fosfathalterna i samtliga prover

Beräkningarna för att undersöka fosforupptag baseras på samma nollhypotes och alternativ hypotes som för nitratupptag. I detta fall för fosforupptaget mellan bakterier och mikroalger istället för nitratupptag. Dvs μ_A är upptagning av fosfor för mikroalger och μ_B är upptagning av fosfor för bakterier.

$$H_0 : \mu_A = \mu_B \quad (\text{Medelvärdena är lika}) \quad (97)$$

$$H_A : \mu_A \neq \mu_B \quad (\text{Medelvärdena är olika}) \quad (98)$$

För att undersöka ifall det finns en signifikant skillnad mellan samtliga grupper används en envägs ANOVA. Denna metod beräknar ett F-värde som sedan kan användas ihop med dfA och dfE i tabell [52] för att bestämma ifall nollhypotesen ska förkastas eller ej. Beräkningarna gjordes med följande kod i MATLAB-programvara:

E.2.2.1 Matlabkod ANOVA

```
% Gruppernas data
g1 = [4.05, 3.84, 4.15];
g2 = [3.43, 3.04];
g3 = [4.42, 4.30, 3.96];
g4 = [3.57, 3.38, 3.33];

% Alla grupper i en cell
groups = {g1, g2, g3, g4};
k = length(groups); % antal grupper

% Totalmedel
all_data = [g1, g2, g3, g4];
grand_mean = mean(all_data);

% Sum of Squares Between Groups (SSA)
SSA = 0;
n_total = 0;
for i = 1:k
    n_i = length(groups{i});
```

```
        group_mean = mean(groups{i});
        SSA = SSA + n_i * (group_mean - grand_mean)^2;
        n_total = n_total + n_i;
end

% Sum of Squares Within Groups (SSE)
SSE = 0;
for i = 1:k
    group = groups{i};
    group_mean = mean(group);
    SSE = SSE + sum((group - group_mean).^2);
end

% Frihetsgrader
dfA = k - 1;
dfE = n_total - k;

% Mean Squares
MSA = SSA / dfA;
MSE = SSE / dfE;

%F
F = MSA / MSE;

% Resultat
fprintf('SSA = %.4f\n', SSA);
fprintf('SSE = %.4f\n', SSE);
fprintf('MSA = %.4f\n', MSA);
fprintf('MSE = %.4f\n', MSE);
fprintf('F = %.4f\n', F);
fprintf('dfA = %d, dfE = %d\n', dfA, dfE);

>> Results from MATLAB
SSA = 1.7293
SSE = 0.2721
MSA = 0.5764
MSE = 0.0389
F = 14.8324
dfA = 3, dfE = 7
```

Från tabell [52] fås Fkrit till 8.83. Det beräknade F värdet är 14.8324 och därmed större än Fkrit. Slutsatsen kan därmed dras att det finns en signifikant skillnad mellan grupperna och nollhypotesen kan förkastas.

INSTITUTIONEN FÖR ARKITEKTUR OCH SAMHÄLLSBYGGNADSTEKNIK
CHALMERS UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

Gothenburg, Sweden

www.chalmers.se



CHALMERS
UNIVERSITY OF TECHNOLOGY