



Satsvisa laboratorieförsök för utvärdering av kolkällor i denitrifikation

Lab-scale batch experiments for evaluation of
carbon sources in denitrification

Lisa Tejde

REFERAT

Satsvisa laboratorieförsök för utvärdering av kolkällor i denitrifikation

Lisa Tejde

I takt med att Uppsala växer behöver kapaciteten för avloppsvattenrening på Kungsängsverket byggas ut. För att möta en framtida ökad belastning bedömer Uppsala Vatten & Avfall AB att en kolkälla kommer behöva tillsättas i den biologiska kvävereningen för att effektivisera den heterotrofa denitrifikationen på Kungsängsverket, som idag sker utan tillsats av kolkälla. Potentialen till förbättrad denitrifikation med olika kolkällor utvärderades genom satsvisa laboratorieförsök och litteraturstudier. Syftet var att bättre förstå de studerade kolkällornas funktion och prestanda i denitrifikation för att ge underlag inför en framtida fullskalig implementering av kolkälla. Det övergripande målet var att identifiera vilken eller vilka kolkällor som är mest fördelaktiga med avseende på reningseffektivitet, processpåverkan, doseringsbehov, ekonomi och miljöpåverkan. Triplikata försök genomfördes som denitrifikationstester med aktivt slam vid en genomsnittlig slamtemperatur på 14 °C och pH 7-8, där fem externa kolkällor (etanol, Brenntapplus VP1 och tre industriella restprodukter) samt försedimenterat avloppsvatten testades. I litteraturstudien inkluderades även metanol. Från försöksdata bestämdes specifika denitrifikationshastigheter, COD/N-kvoter och utbyteskoefficienter. Även bieffekter såsom nitritackumulering och fosforsläpp studerades. Därefter uppskattades doseringsbehov och kostnader baserat på erhållna resultat och antaganden om framtida produktionsmål för nitratkväve. En likartad prestanda erhöles med en av restprodukterna (RTP-vätska) och etanol som uppnådde högst denitrifikationshastigheter och reduktionsgrader (98 % respektive 97 %). Doseringsbehovet uppskattades vara 4 gånger högre med RTP-vätska jämfört med etanol. Med de två andra restprodukterna (dextrandrank och sackaroslösning) uppnåddes lägst denitrifikationseffektivitet och reduktionsgraderna uppgick till 79 % respektive 47 %. Vid test av sackaroslösning observerades dessutom ofullständig denitrifikation samt höga fosforsläpp. Dextrandranken uppträdde på liknande sätt. I egenskap av restprodukt är RTP-vätskan intressant för fortsatt utvärdering. Fullskalig implementering av RTP-vätska förutsätter att doseringsbehoven kan tillgodoses samt att lämplig distribuering och lagerhållning kan ordnas på Kungsängsverket.

Nyckelord: extern kolkälla, biologisk kväverening, denitrifikation, kemisk syreförbrukning (COD), kaskadkväverening, etanol, metanol, Brenntapplus VP1, industriella restprodukter, satsvisa laboratorieförsök.

*Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet
Box 7032 Villavägen 16, SE-752 36 UPPSALA, Sverige
ISSN 1401-5765*

ABSTRACT

Lab-scale batch experiments for evaluation of carbon sources in denitrification

Lisa Tejde

The city of Uppsala is expanding and consequently enhanced capacity at the wastewater treatment plant of Kungsängen will be required in the future. As for the biological nitrogen removal process, Uppsala Vatten & Avfall AB expects an additional carbon source to be necessary in the future denitrification process. Currently, the nitrogen removal is employed without the addition of a carbon source. The potential of enhancing denitrification with different carbon sources was evaluated by conducting lab-scale batch tests and compiling literature data. The objective of this work was to better understand the performance of the chosen carbon sources as electron donors in heterotrophic denitrification and thereby provide groundwork for a future full-scale implementation of a carbon source. Based on information drawn from batch tests and literature, the carbon sources were evaluated with respect to removal efficiency, process compliance, quantitative dosing requirements, costs, and environmental sustainability. Lab-scale trials were conducted as denitrification tests (triplicate) at a mean sludge temperature of 14 °C and pH 7-8 with five external carbon sources (ethanol, Brenntaplus VP1, and three industrial waste products) and pretreated wastewater. In the literature review, methanol was included as well. Results obtained from the batch tests were used to determine kinetic parameters, mainly specific denitrification rates, COD/N ratios, and anoxic yield coefficients. Moreover, unwanted side effects due to addition of carbon sources were examined. Dosing requirements and costs were assessed based on previously determined kinetic parameters and supposed future production guidelines for effluent quality with respect to nitrate concentration. Similar performance was observed with one of the waste products (RTP liquid) and ethanol which achieved the highest denitrification rates and degree of removal (98 and 97 %, respectively). The estimated dosing requirement was 4 times higher with the RTP liquid compared to ethanol. The other two waste products, solutions of fructose (dextran) and sucrose, reached the lowest denitrification efficiency and removal degrees were 79 and 47 %, respectively. During tests with sucrose solution, incomplete denitrification and release of phosphorous were observed. The fructose solution showed somewhat similar behavior but to a lesser degree. Being a waste product, the RTP liquid is interesting for future evaluation. Full-scale implementation needs further considerations regarding dosing requirements, distribution, and storage conditions at the site of Kungsängsverket.

Keywords: external carbon source, biological nitrogen removal, denitrification, chemical oxygen demand (COD), step-feed biological nitrogen removal, ethanol, methanol, Brenntaplus VP1, industrial waste products, denitrification batch activity tests.

*Department of Earth Sciences, Uppsala University
Box 7032 Villavägen 16, SE-752 36 UPPSALA, Sweden
ISSN 1401-5765*

FÖRORD

Detta examensarbete markerar slutet av fem års studier vid civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik på Uppsala universitet och SLU. Arbetet har utförts i samarbete med Uppsala Vatten & Avfall AB, där processingenjör Sara Frid och utredningsingenjör Johanna Andersson varit handledare. Ämnesgranskning har utförts av Sahar Dalahmeh, forskare på institutionen för geovetenskaper vid Uppsala universitet.

Jag vill rikta ett varmt tack till Sara och Johanna för er stöttning genom hela arbetet och inte minst för er outhärliga insats under laboratorieförsöken. Utan er hade det inte gått. Jag vill också tacka spillvattenavdelningen på Uppsala Vatten för en trevlig tid på Kungsängsverket och för allt ert stöd. Jag vill passa på att skicka ett extra tack till Oscar Götlind som bistod med material och kreativa lösningar för att försöken skulle bli så bra som möjligt. Tack också till Svante Skarpås som bidrog med intressanta perspektiv och visioner kring industriell samverkan.

Stort tack till Sahar för dina insiktsfulla kommentarer och för din stöttning. Du har varit en klippa genom hela arbetet.

Copyright © Lisa Tejde och institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet.

UPTEC W 22023, ISSN 1401-5765.

Digitalt publicerad i DiVA, 2022, genom institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet.

(<http://www.diva-portal.org/>)

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

En växande befolkning medför utmaningar av olika slag. En sådan utmaning handlar om att ta hand om den större mängden avloppsvatten som en större befolkning ger upphov till. Uppsalas största avloppsreningsverk, Kungsängsverket, är byggt för att kunna behandla avloppsvatten från maximalt 200 000 personer och tar idag emot avloppsvatten från drygt 190 000 personer. För att stå rustad inför högre belastning och eventuellt striktare utsläppskrav i framtiden, planeras just nu omfattande uppgraderingar av reningsverket. En del i detta är att optimera den biologiska kvävereningen.

Biologisk kväverening bygger på att låta bakterier omvandla inkommande kväveformer till kvävgas som avgår till luft och därmed avskiljs från avloppsvattnet. På Kungsängsverket sker detta i en så kallad aktivslamprocess där olika typer av mikroorganismer, främst bakterier, är aktiva. Bakterierna är specialiserade på olika steg i kväveomvandlingen som i huvudsak sker genom nitrifikation och denitrifikation. En möjlighet att förbättra denitrifikationen är genom att tillsätta en så kallad kolkälla för att tillhandahålla energi åt de aktiva bakterierna. Denitrifikation är en reduktionsprocess där nitrat omvandlas till kvävgas. Bakterierna som är specialiserade på att utföra denitrifikation behöver syrefattiga förhållanden samt tillgång till organiskt kol, alltså en kolkälla. I dessa sammanhang syftar termen kolkälla främst på det kol som används som energikälla, men kolet används också som byggstenar i nya bakterieceller. Utan organiskt kol går denitrifikationen mycket långsamt och det skulle krävas orimligt stora bassänger eller alltför lång tid för att uppnå den reningsgrad som eftersträvas. Nuvarande aktivslamprocess på Kungsängsverket är anpassad för att det kol som redan finns i avloppsvattnet ska kunna användas av bakterierna vilket minskar behovet av att tillsätta en extern kolkälla (det vill säga en kolkälla som härstammar utanför reningsverkets egna processer). Men Uppsala Vatten bedömer att en kolkälla kommer att behövas, på ett eller annat sätt, i den framtida kvävereningen. Fullskalig implementering av en kolkälla innebär samtidigt ekonomiska och miljömässiga konsekvenser i och med ökad kemikalieanvändning och transporter. Vissa kolkällor kräver dessutom säkerhetsåtgärder för att användningen inte ska påverka arbetsmiljön negativt. Vidare behöver kolkällan fungera i de miljöförhållanden som råder i aktivslamprocessen och för bästa effekt ska kolkällan vara lättillgänglig för bakterierna. En implementering av kolkälla kan med andra ord ge effekter både på mikrobiell nivå liksom på reningsprocessen och på Kungsängsverket i stort.

En rad olika organiska föreningar, såsom alkoholer eller sockerlösningar, kan fungera som kolkälla. Olika kolkällor har också olika egenskaper som kan vara mer eller mindre kompatibla med en särskild process. Givet att en kolkälla påverkar hela reningsverksamheten blir valet av lämplig kolkälla viktigt ur flera perspektiv. I detta examensarbete utvärderades olika tänkbara kolkällor i Kungsängsverkets framtida kvävereningsprocess, med avseende på hur effektivt kolkällan förbättrar denitrifikationen, hur kolkällan skulle fungera i nuvarande process, hur mycket som skulle behöva doseras av kolkällan för att nå en önskad reningsgrad och hur mycket detta i sin tur skulle kosta. Fem externa kolkällor samt försedimenterat avloppsvatten testades i laboratorieförsök för att ta reda på hur denitrifikationen i aktivt slam påverkas när dessa kolkällor tillsätts. De externa kolkällorna utgjordes av etanol, Brenntaplus VP1, en alkoholhaltig industriell restprodukt och två sockerrika industriella restprodukter. Dessa

kolkällor samt metanol behandlades också i en litteraturstudie för att ge en bredare bild av kolkällornas egenskaper.

Försöken utformades enligt standardiserade metoder och gick ut på att blanda aktivt slam med en specifik kolkälla i en behållare (en så kallad batch) under gynnsamma förhållanden. Denitrifikationen övervakades sedan genom att manuellt ta ut prov från batchen och mäta koncentrationer av nitrater, kolkälla, biomassa (där denitrifierande bakterier ingår) och näringsämnen. Dessa utdata användes för att beräkna parametrar som indikerar hur fort denitrifikationen gick, hur effektivt kolkällan nyttjades av bakterierna och hur bakteriernas tillväxt påverkades när olika kolkällor tillsattes. Resultat från försöken samt information från litteratur användes sedan för att uppskatta vilken dos som krävs av varje kolkälla för att uppnå en viss reningsgrad i nuvarande process på Kungsängsverket, samt hur mycket detta skulle kosta. Slutligen sammanställdes försöksresultat och information från litteraturstudien till en multikriterieanalys för att jämföra kolkällornas för- och nackdelar ur en rad utvalda aspekter.

Resultaten visade på högst effektivitet hos etanol och den alkoholhaltiga restprodukten. De sockerrika restprodukterna uppnådde lägst effektivitet och med dessa kolkällor var denitrifikationen mer eller mindre ofullständig. Metanol, som inte testades i försöken, uppskattades vara mycket billigare i drift än etanol och Brenntaplus vilket stämmer överens med litteratur. Metanol är dock giftigt och brandfarligt, vilket medför ytterligare kostnader för säkerhetsåtgärder. De industriella restprodukternas kostnad är i dagsläget okänd och beror av hur ett eventuellt samarbete kan utformas mellan Uppsala Vatten och industrin som tillhandahåller dessa kolkällor. I egenskap av restprodukter finns dock skäl att tro att kostnaden kan vara låg, åtminstone i jämförelse med etanol och Brenntaplus. Restprodukterna bedöms dessutom vara fördelaktiga ur ett miljömässigt perspektiv i och med möjligheten till en mer effektiv resursanvändning. Ett intressant alternativ inför framtida utredningar är därför den alkoholhaltiga restprodukten som visade sig vara effektiv i laboratorieförsöken. Av denna kolkälla krävs ungefär fyra gånger högre dos än den likvärdiga kolkällan etanol. Då tillgången inte är helt klarlagd finns det anledning att undersöka vilka volymer som kan tillhandahållas av denna restprodukt.

För att kunna uttala sig om effekten i den framtida processen behöver ytterligare försök genomföras i större skala, där resultaten från laboratorieförsöken med fördel kan följas upp för att utvärdera hur väl resultat i mindre skala representerar processen i fullskala. Det finns även andra frågor som kan vara av intresse för framtida utredningar. Till exempel kan kombinationer av olika kolkällor undersökas för att hitta fördelaktiga avvägningar mellan kolkällornas olika egenskaper.

BEGREPP & DEFINITIONER

Aerob	Förhållanden eller reaktioner som involverar eller förutsätter syre som elektronacceptor.
Anaerob	Syrefria förhållanden eller reaktioner där andra elektronacceptorer än syre används.
Anox	Syrefria förhållanden under vilka nitrat eller nitrit används som elektronacceptorer.
BOD	Biologisk syreförbrukning. Mängden syreekvivalenter som krävs för biologisk oxidation av tillgängliga oxiderbara substanser. Indirekt mått på innehållet av organiskt material.
COD	Kemisk syreförbrukning. Mängden syreekvivalenter som krävs för kemisk oxidation av tillgängliga oxiderbara substanser. Indirekt mått på innehållet av organiskt material.
TOC	Totalt organiskt kol. Mängden kol i organiskt material, indirekt mått på innehåll av organiskt material. Kan användas för indirekt bestämning av COD.
Elektronacceptor	Ämne som tar emot elektroner under en redoxreaktion, i detta fall mikrobiell respiration, och därmed reduceras.
Elektrondonator	Ämne som avger elektroner under mikrobiell respiration och därmed oxideras.
Kolkälla	Organiskt kol som nyttjas som elektrondonator i denitrifierande bakteriers respiration.
Endogent kol	Kol av internt ursprung, i detta fall organiskt bundet kol i mikroorganismers celler.
Exogent kol	Kol av externt ursprung, i detta fall kol som kommer från den yttre miljön och kan användas av mikroorganismer.
SS	Suspenderad substans, mått på slamhalt.
TS	Torrsubstans, andelen partiklar i våt mängd slam. Summan av suspenderad substans (SS) och upplösta ämnen i vattnet.
GR	Glödgningsrest. Material (massan) som återstår efter att ett torkat slamprov glödgnats (upphettats).
VS	Volatil substans. Mått på innehåll av organisk substans i ett slamprov. Differensen mellan torrsubstans och glödgningsrest.
GF	Glödgningsförlust, svensk term på volatil substans (se VS).
VSS	Volatil suspenderad substans. Organisk andel av SS. Representerar mängden biomassa i aktivt slam.

DNR	Denitrifikationshastighet. Rapporteras i enheten mg N/L, min.
SDNR	Specifik denitrifikationshastighet. Denitrifikationshastighet som är specifik med avseende på mängden biomassa. Rapporteras i mg N/g VSS, h.
COD/N-kvot	Förhållandet mellan förbrukad mängd (massa) kolkälla (mätt som COD) och reducerad mängd (massa) nitratkväve. Rapporteras i g COD/g N eller motsvarande massenhet. Kallas ibland specifik COD-förbrukning.
Y_{anox}	Anox utbyteskoefficient, mängden biomassa som nybildas i förhållande till mängden substrat som konsumeras. Mått på slamproduktion under anoxa förhållanden. Rapporteras oftast i g COD/g COD eller g VSS/g COD.
ASP	Aktivslamprocess.
Tillvänjningstid	Tiden det tar för mikroorganismerna i ett aktivt slam att anpassa sig till en kolkälla, så att tillsatt kolkälla kan nyttjas fullt ut.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	Inledning.....	1
1.1	Syfte och frågeställningar	1
1.2	Avgränsningar.....	2
2	Teoretisk bakgrund.....	3
2.1	Biologisk kväverening	3
2.1.1	Aktivslamprocessen.....	3
2.1.2	Nitrifikation	5
2.1.3	Denitrifikation	6
2.2	Processlösningar med aktivt slam.....	7
2.2.1	Fördenitrifikation.....	7
2.2.2	Efterdenitrifikation	7
2.2.3	Kaskadkväverening	8
2.3	Kolkällor	9
2.3.1	Metanol.....	11
2.3.2	Etanol.....	13
2.3.3	Brenntapplus VP1.....	15
2.3.4	Industriella restprodukter	17
2.3.5	Översikt	19
2.4	Kungsängsverket.....	20
2.4.1	Implementering av kolkälla.....	21
3	Metod & material	24
3.1	Laboratorieförsök	24
3.1.1	Hanterade kolkällor	25
3.1.2	Försöksmedia.....	26
3.1.3	Försöksuppställning.....	27
3.1.4	Genomförande av denitrifikationstest	29
3.1.5	Analys av kemiska parametrar	29
3.1.6	Databehandling.....	30
3.2	Doseringsbehov och kostnader	33
3.2.1	Uppskattning av doseringsbehov.....	33
3.2.2	Kostnadskalkyl	34
3.3	Multikriterieanalys.....	34
3.3.1	Kriterier	34

4	Resultat.....	36
4.1	Laboratorieförsök	36
4.1.1	Reduktionsgrad av kväve & COD.....	37
4.1.2	Denitrifikationshastigheter	38
4.1.3	COD/N-kvoter	41
4.1.4	Utbyte	42
4.1.5	Näringsförhållanden	42
4.2	Fullskalig implementering	43
4.2.1	Doseringsbehov	43
4.2.2	Kostnadskalkyl	43
4.3	Multikriterieanalys.....	44
5	Diskussion	46
5.1	Försöksförhållanden	46
5.2	Denitrifikationseffektivitet	48
5.3	Implementering i fullskala.....	50
5.4	Jämförelse och bedömning	51
6	Slutsatser	53
7	Referenser.....	54
7.1	Muntliga källor	58
8	Bilagor	i
	Bilaga A: Resultat – utdata.....	i
8.1	Koncentrationer av kväveekvivalenter, nitrat & COD: medelvärden	i
8.2	Koncentrationer av kväveekvivalenter, nitrat & COD: försöksvis.....	v
	Bilaga B: Provtagningsprotokoll	xi
	Bilaga C: Försöksplan	xiii
1.	Inledning.....	xiii
2.	Förberedelser	xiii
3.	Testgenomförande	xix
4.	Analys.....	xix
	Referenser.....	xxi
	Bilaga D: Jämförelsematrix	xxii

1 INLEDNING

Kungsängsverket är Uppsalas största avloppsreningsverk, beläget i en lågpunkt vid Fyrisån sydost om stadens centrum. När verket togs i bruk i början av 1940-talet låg det i utkanten av staden men i takt med att Uppsala har expanderat har ny bebyggelse etablerats allt närmare. Den snabbt växande befolkningen i Uppsala medför en tilltagande belastning på Kungsängsverket, som närmar sig den tillståndsgivna maxkapaciteten motsvarande 200 000 anslutna personer (Uppsala Vatten 2021; Uppsala kommun 2019). I slutet av 2021 uppgick antalet anslutna till 190 573 personer (Frid 2022, muntlig källa). I och med att Kungsängsverket närmar sig gränsen för tillståndsgiven belastning har en ny tillståndsprocess med planer på om- och utbyggnationer inletts. En del i detta handlar om att säkerställa en välfungerande kväverening vid en ökad framtida belastning. Kvävereningen på Kungsängsverket sker biologiskt i en aktivslamprocess (ASP) med nitrifikation och denitrifikation. Nuvarande process fungerar tillfredsställande men kommer inte räcka till för framtida behov. Enligt Kungsängsverkets miljörapport för år 2020 har nitrifikationen effektiviserats (Uppsala Vatten 2021), därför riktas nu fokus mot att även förbättra denitrifikationen.

Biologiska denitrifikationsprocesser kan i regel effektiviseras genom att tillsätta en kolkälla. I dagsläget sker denitrifikationen på Kungsängsverket utan tillsats av kolkälla och därmed finns potential för effektivisering. Denitrifikation utförs i huvudsak av heterotrofa bakterier som behöver kol för att utvinna energi samt för tillväxt. I vissa processlösningar med biologisk kväverening krävs en externt tillsatt kolkälla för att denitrifikationen ska fungera överhuvudtaget (Carlsson & Hallin 2003). Nuvarande process på Kungsängsverket fungerar väl på grund av att tillfört kol via avloppsvatten kan nyttjas till viss del. Tillgången på lättomsättbara kolföreningar tros däremot vara begränsande i den sista denitrifikationszonen vilket öppnar upp för en implementering av kolkälla.

Uppsala Vatten & Avfall AB (hädanefter hänvisad till som Uppsala Vatten) bedömer att en kolkälla kommer behöva implementeras i framtiden, även om den exakta processlösningen inte är definitivt beslutad. Det finns en rad olika kolkällor (kommersiella, industriella restprodukter, internt producerade) som kan tänkas fungera. Utöver en förbättrad denitrifikationsprocess kan en implementering av kolkälla påverka Kungsängsverket med avseende på bland annat drift, ekonomi och klimatavtryck. Valet av lämplig kolkälla beror således av flera aspekter som rör såväl denitrifikationspotential som Kungsängsverket i stort.

1.1 Syfte och frågeställningar

Inför kommande års utveckling av Kungsängsverket vill Uppsala Vatten utreda potentiella kolkällor som kan komma att tillsättas för att effektivisera denitrifikationen i den biologiska kvävereningen. Syftet med examensarbetet var därför att bättre förstå olika kolkällors potential till förbättrad denitrifikation samt vilka konsekvenser en fullskalig implementering av kolkälla skulle innebära med avseende på drift, kostnader och klimatpåverkan. Detta undersöktes genom satsvisa laboratorieförsök som genomfördes på Kungsängsverket under våren 2022, samt litteraturstudier. Resultat av försök och litteraturstudier sammanställdes till en multikriterieanalys för att jämföra kolkällornas potential och

egenskaper. Sammantaget syftade arbetet till att ge underlag inför framtida beslut kring implementering av kolkälla samt utgöra ett stöd för vidare undersökningar.

En övergripande frågeställning i detta arbete är vilken kolkälla som är mest lämpad i Kungsängsverkets framtida kväverening. Frågeställningarna nedan avser tekniska aspekter (1-2) och hållbarhetsaspekter (3-4), och syftar således till att besvara olika delar av den övergripande frågeställningen.

- 1) Vilken denitrifikationseffektivitet kan uppnås i laboratoriemiljö med aktuella kolkällor?
- 2) Vad innebär denitrifikationseffektiviteten för en fullskalig tillämpning med avseende på doseringsbehov och drift?
- 3) Vilka ekonomiska kostnader är förknippade med respektive kolkälla?
- 4) Hur hållbara, med avseende på klimat- och miljöpåverkan, är de externa kolkällorna vid tillämpning i fullskala?

1.2 Avgränsningar

Detta arbete kretsar kring valet av en lämplig kolkälla och behandlar inte hur en implementering av en sådan kolkälla ska gå till. Endast externa kolkällor studerades även om en internt producerad kolkälla kan vara ett intressant alternativ inför framtida implementering. Metanol inkluderades i den teoretiska jämförelsen men testades inte i försöken på grund av att metanol kräver lång tillvänjningstid. Temperaturkorrigerade resultat bestämdes endast för etanol.

Resultaten representerar och baseras på Kungsängsverkets nuvarande aktivslamprocess vid ett av bassängblocken och kan därför inte direkt appliceras på andra processlösningar, som kan komma att bli aktuella på Kungsängsverket i framtiden. Huvudsaklig metod utgjordes av satsvisa försök i laboratorieskala och för detta användes aktivt slam från en av linjerna i ovan nämnda bassängblock. Detta slam antogs vara representativt för hela aktivslamprocessen på bassängblocket.

Ett antal utvalda kriterier ligger till grund för multikriterieanalysen, där fler kriterier säkerligen går att beakta. Reningseffektiviteten i fullskala bedömdes teoretiskt baserat på erhållna försöksresultat i laboratorieskala samt tidigare provtagningar på bassängblocket.

2 TEORETISK BAKGRUND

2.1 Biologisk kväverening

En hög kvävebelastning kan ha en toxisk verkan på akvatiskt liv, orsaka syrebrist och bidra till övergödning i sjöar och vattendrag. Utsläpp av avloppsvatten utgör en viktig andel av den totala kvävebelastningen orsakad av mänsklig aktivitet, vilket motiverar kväveavskiljning i avloppsreningsverk (Metcalf & Eddy 2003; Fu et al. 2022).

I Sverige har reningstekniker för kväveavskiljning tillämpats sedan 1980-talet vartefter reningsgraden successivt ökat, framför allt på större avloppsreningsverk som släpper ut behandlat avloppsvatten till känsliga recipienter (Naturvårdsverket 2020). Kraven på kväveavskiljning förväntas bli skarpare i framtiden och till följd av klimatförändringar kan fler områden komma att klassas som känsliga för kväveutsläpp (Svenskt Vatten 2021a). I den svenska tillämpningen av avloppsdirektivet har kraven på kväverening hittills inte omfattat norra Sverige, men denna tolkning är omtvistad och föremål för omarbetning (Naturvårdsverket u.å.). Kraven på kväveavskiljning gäller i allmänhet större reningsverk som släpper ut avloppsvatten till havs- och kustvattenområdet, från norska gränsen till och med Norrtälje (Cederlöf 2016). För avloppsreningsverk motsvarande Kungsängsverkets geografiska placering och belastning ($> 100\,000\text{ pe}^1$), krävs minst 70 % avskiljning alternativt en totalkvävehalt mindre än 10 mg N/L som årsmedelvärde i behandlat vatten. Under 2020 uppgick reduktionsgraden på Kungsängsverket till 83 %. Utgående totalkvävehalt var 9,8 mg N/L som årsmedelvärde, varav nitrater (nitrat, $\text{NO}_3\text{-N}$ och nitrit, $\text{NO}_2\text{-N}$) utgjorde 8,5 mg N/L (Uppsala Vatten 2021).

Kväveavskiljning kan åstadkommas såväl fysiokemiskt som biologiskt. Vilken typ av process som installeras på ett reningsverk avgörs ofta av vad som är ekonomiskt gångbart. I kommunala avloppsvatten är kvävekoncentrationen typiskt för låg för att fysiokemiska processer ska löna sig, varför den biologiska aktivslamprocessen har kommit att bli standard för kväveavskiljning på kommunala reningsverk (Loosdrecht et al. 2016).

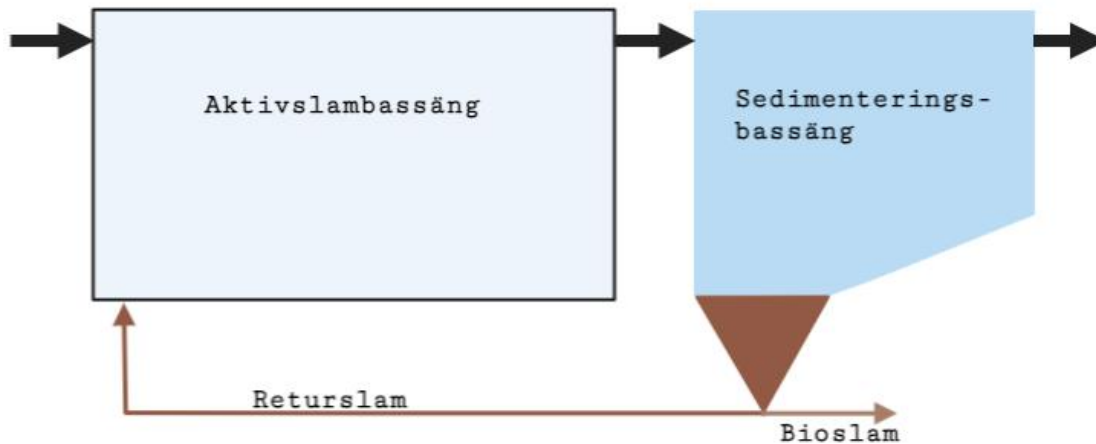
2.1.1 Aktivslamprocessen

Aktivslamprocesser har tillämpats som reningsteknologi sedan tidigt 1900-tal och är fortsatt den mest utbredda tekniken på avloppsreningsverk världen över (Metcalf & Eddy 2003; Loosdrecht et al. 2016). Principen bygger på att nyttja metabolismen hos tillväxande mikroorganismer (det aktiva slammet) för att rena avloppsvatten med avseende på organiskt material, näringsämnen samt suspenderat och kolloidalt material (Metcalf & Eddy 2003). Detta åstadkoms genom att skapa kontakttid mellan mikroorganismer och avloppsvatten, under förhållanden som premierar de mikroorganismer som är fördelaktiga för att avskilja olika typer av föroreningar (Carlsson & Hallin 2003).

¹ pe = personekvivalenter, där 1 pe = 70 g BOD.

Komponenterna i en typisk aktivslamprocess (Figur 1) kan sammanfattas enligt nedan:

- En *reaktor* (aktivslambassäng) där mikroorganismerna hålls i vätskesuspension och blandas med inkommande avloppsvatten;
- Separation av vätska och slam, vanligen genom sedimentering i en efterföljande *sedimenteringsbassäng*;
- Ett system för att recirkulera en andel av det sedimenterade slammet, så kallat *returslam*, tillbaka till reaktorn (aktivslambassängen).



Figur 1. Processchema över en aktivslamprocess.

Reningen sker dels genom biologisk nedbrytning till enklare slutprodukter (som koldioxid, kvävgas och vatten), dels genom mikrobiellt upptag av ämnen (kol, kväve och fosfor) för celltillväxt. Mikroorganismerna klumpar ihop sig i små aggregat som kallas flockar vilket leder till en mer effektiv sedimentation i efterkommande reningssteg. Flockarna bidrar även till reningen genom att suspenderat och kolloidalt material fångas in (Metcalf & Eddy 2003).

I efterföljande reningssteg separeras vatten och slam då slamflockar sjunker med hjälp av gravitation i sedimenteringsbassänger (Metcalf & Eddy 2003). En del av det sedimenterade slammet återcirkuleras som returslam till aktivslambassängens inlopp (Figur 1) för att upprätthålla en stabil slamhalt i systemet. Returslammets cirkulation medför att uppehållstiden blir längre för mikroorganismerna än för avloppsvattnet (Carlsson & Hallin 2003) vilket är nödvändigt för att processen ska fungera i rimliga bassängvolymmer och inte begränsas av mikroorganismernas tillväxthastighet (Metcalf & Eddy 2003). Returslam bidrar dessutom till att slam med goda sedimenteringsegenskaper bibehålls inom systemet. För att de tillväxande mikroorganismerna inte ska ackumuleras över tid behöver en del av det sedimenterade slammet tas ur processen. Detta slam brukar kallas överskottslam eller bioslam (Carlsson & Hallin 2003).

2.1.2 Nitrifikation

Nitrifikation utgör en av huvudprocesserna i aktivslamprocesser med kväveavskiljning och sker i luftade system med aeroba mikroorganismer, mestadels autotrofa bakterier. Under nitrifikationen oxideras ammonium (NH_4^+) till nitrat (NO_3^-) i två steg av separata organismgrupper. Ammonium-oxiderande bakterier oxiderar ammonium till nitrit (NO_2^-) varpå nitritoxiderande bakterier oxiderar nitrit till nitrat (Svenskt Vatten 2021b). Att bakterierna är aeroba och autotrofa innebär att syre används som elektronacceptor medan oorganiskt kol (typiskt koldioxid) används som byggstenar i biosyntesen. Båda bakteriegrupperna nyttjar NH_4^+ som näringsämne i biosyntesen (Loosdrecht et al. 2016). Processens två steg kan förenklat beskrivas enligt följande:

- 1) $\text{NH}_4^+ + 1,5 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$
- 2) $\text{NO}_2^- + 0,5 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^-$

Den sammantagna reaktionen är således:

- 3) $\text{NH}_4^+ + 2 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$

Oxidationen förbrukar 4,6 gram syre per gram oxiderat kväve. I processen frigörs också vätejoner vilket ställer krav på lämplig alkalinitet i processen för att pH inte ska sjunka till nivåer som riskerar hämma mikroorganismerna (Svenskt Vatten 2021b).

Autotrofa bakteriers omvandling av oorganiskt kol i biosyntesen är energimässigt kostsam vilket leder till att dessa bakterier har en lägre tillväxthastighet jämfört med heterotrofa bakterier, som omsätter organiskt kol. En konsekvens av detta är att processer utformade för nitrifikation behöver längre uppehållstid jämfört med heterotrofa processer, som exempelvis denitrifikation (Metcalf & Eddy 2003). Nitrifikationsbakteriernas långsamma tillväxthastighet är väsentligen det som bestämmer nödvändig slamålder för att den nitrifierande biomassan inte ska spolras ur systemet. Tillväxthastigheten påverkas av temperatur, syrekonzentration, ammoniumkonzentration och pH (optimalt 7,5 – 8,6) (Svenskt Vatten 2021b). Ett positivt samband mellan tillväxthastighet och temperatur inom 15-25 °C har tidigare visats i försök med aktivt slam i laboratorieskala (Antoniou et al. 1990). Temperaturen har stor påverkan på nitrifierande bakteriers tillväxthastighet i ett svenskt klimat då processtemperaturen på svenska reningsverk normalt ligger under 20 °C. Nitrifierande bakterier är också känsliga för toxiska ämnen som kan förekomma i avloppsvattnet (Svenskt Vatten 2021b).

Kvävet i inkommande avloppsvatten utgörs mestadels av ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$) men förekommer även bundet till organiskt material (Carlsson & Hallin 2003). Avskiljning av $\text{NH}_4\text{-N}$ spelar en viktig roll för recipienten då ammonium orsakar hög syreförbrukning. Vid låga ammoniumhalter minskar dessutom risken för utsläpp av den toxiska kväveformen ammoniak (NH_3) (Metcalf & Eddy 2003).

2.1.3 Denitrifikation

Denitrifikation utgör den andra huvudprocessen i biologisk kväveavskiljning, där heterotrof denitrifikation vanligen är den mest effektiva varianten på avloppsreningsverk (Fu et al. 2022). I heterotrof denitrifikation omvandlas nitrat (NO_3^-) till kvävgas (N_2) genom mikrobiell reduktion i flera steg enligt nedan (Metcalf & Eddy 2003):



Under reaktionen avlägsnas 1 mol vätejoner per mol reducerat kväve, vilket delvis kompenserar för den pH-sänkning som sker under nitrifikationen. För att nitratkväve ska kunna reduceras av heterotrofa bakterier behövs även en elektronondonator i form av organiskt kol (Svenskt Vatten 2021b).

Denitrifierande mikroorganismer utgörs till största del av fakultativt aeroba (heterotrofa) bakterier. Detta betyder att bakterierna kan använda antingen syre eller oxiderade kväveformer (nitrit och nitrat) som elektronacceptor, beroende på vilka förhållanden som råder. Eftersom syre är en mer energieffektiv elektronacceptor krävs i princip syrefria förhållanden för att de fakultativa aroberna ska välja nitrit eller nitrat som elektronacceptor och därmed utföra denitrifikation. Tidigare studier har visat att en koncentration av löst syre $< 2 \text{ mg/L}$ kan räcka för att denitrifikation ska äga rum, och att koncentrationer över $2 \text{ mg O}_2/\text{L}$ verkar inhiberande (Fu et al. 2022).

Syrefria miljöer kallas generellt *anaeroba* och kan då innefatta fler potentiella elektronacceptorer än just nitrit eller nitrat. Därför används termen *anoxa miljöer* som distinktion mot anaeroba, där anoxa miljöer syftar på syrefria förhållanden där specifikt nitrit eller nitrat används som elektronacceptorer. I sammanhanget avloppsvattenrening syftar därmed anoxa processer på just denitrifikation (Metcalf & Eddy 2003). Utöver anoxa förhållanden beror denitrifikationsprocessen av en rad ytterligare faktorer såsom temperatur, pH, närvaro eller ackumulering av nitrit samt tillgängligt organiskt kol (Foglar et al. 2003). Bakterierna behöver också näringsämnen och nyttjar bland annat ammoniumkväve vid biosyntes (Svenskt Vatten 2021b).

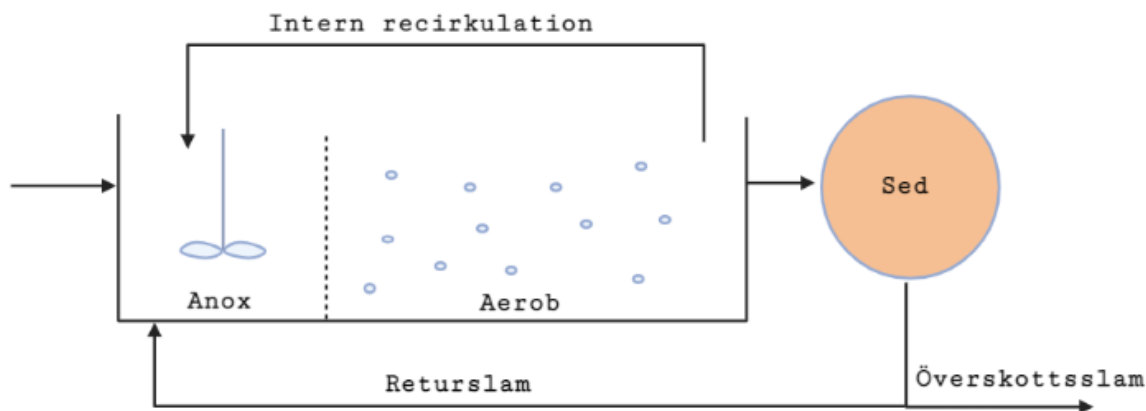
Oftast fungerar denitrifikationen väl inom temperaturintervallet $15\text{-}35 \text{ }^\circ\text{C}$, men hämmas vid temperaturer lägre än $10 \text{ }^\circ\text{C}$ (Fu et al. 2022). Optimala pH-värden för denitrifikation ligger typiskt kring $7\text{-}8$ (Metcalf & Eddy 2003) men skiljer sig åt mellan olika studier och processer. Exempelvis kom Timmermans et al. (1983) fram till att pH $8,3$ var optimalt vid $25 \text{ }^\circ\text{C}$, medan Cherchi et al. (2009) anger att pH $6,5\text{-}7,5$ är optimalt vid $20 \text{ }^\circ\text{C}$. Det tycks dock gå en gräns vid pH $6,0$ under vilken denitrifikationen saktar ner på grund av att mikroorganismerna inhiberas (Saleh-Lakha et al. 2009). Generellt sett är en denitrifierande biomassa mindre känslig för pH- och temperaturförändringar än vad en nitrifierande biomassa är (Metcalf & Eddy 2003).

2.2 Processlösningar med aktivt slam

En viktig aspekt i valet av en eventuell kolkälla är hur denitrifikationsprocessen är utformad. Processlösningar för kväveavskiljning med aktivt slam kan delas in i två huvudtyper, fördenitrifikation och efterdenitrifikation. Dessa kan utgöra enskilda system eller kombineras beroende på platsspecifika förutsättningar. Kortfattat kan en extern kolkälla förbättra nitratavskiljningen i system med fördenitrifikation, medan dosering av kolkälla alltid krävs för anläggningar med efterdenitrifikation (Carlsson & Hallin 2003).

2.2.1 Fördenitrifikation

Fördenitrifikation innebär att den anoxa zonen är placerad före den aeroba zonen i en aktivslambassäng (Figur 2). I den första zonen reduceras nitratkväve till kvävgas och i den andra zonen oxideras ammonium till nitrat. Denna ordning kräver i regel att det nitrat som bildas i den aeroba delen återförs till den anoxa delen, för att där omvandlas till kvävgas. Vanligtvis görs detta genom så kallad intern recirkulation av det nitratrika slammet från systemets aeroba del. I vissa fall räcker dock nitratcirkulationen via returslammet, vilket är fallet på Kungsängsverket i dagsläget. Fördelen med fördenitrifikation är främst att de kolföreningar som förekommer naturligt i avloppsvattnet kan nyttjas i den anoxa delen av systemet i stället för att först oxideras i den luftade delen (Carlsson & Hallin 2003). Ammoniumkväve som dominerar bland kväveformerna i inkommande vatten oxideras först i processens andra steg, men kan också göra nytta som näringsämne i bakteriernas biosyntes. Kväveavskiljningen sker alltså delvis genom bakteriernas assimilering, som kan uppgå till ca 30 % av inkommande kväve (Svenskt Vatten 2021b).

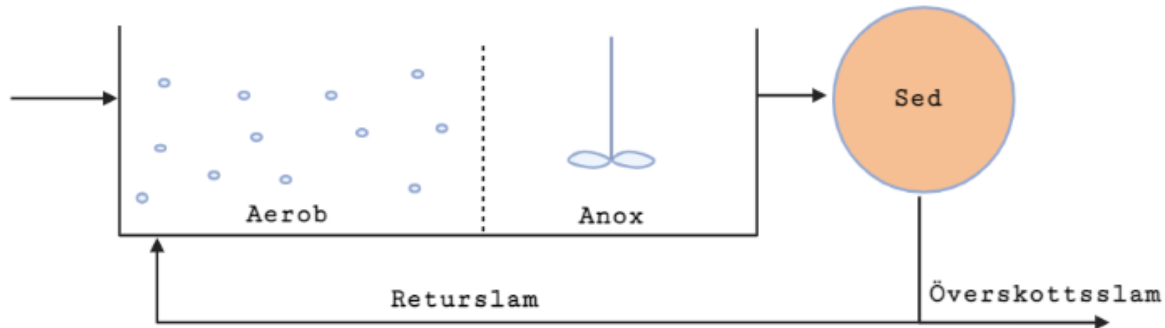


Figur 2. Principskiss över processlösning med fördenitrifikation. Inkommande avloppsvatten från vänster i bild. Inspirerad av Svenskt Vatten (2021b).

2.2.2 Efterdenitrifikation

I efterdenitrifikation oxideras först inkommande ammonium till nitrat, som därefter reduceras till kvävgas och lämnar systemet. I och med denna ordning behövs ingen intern recirkulation eftersom nitrat bildas i den aeroba zonen, för att sedan reduceras i den anoxa zonen (Figur 3). Problemet är i stället att mycket av det organiska materialet i avloppsvattnet snabbt oxideras i den inledande aeroba

delen, för att sedan bli en bristvara i den anoxa delen. Särskilt bristen på lättomsättbara kolkällor tenderar bli begränsande för denitrifikationen. I processer med efterdenitrifikation är därför tillsats av en extern kolkälla nödvändig för att denitrifikationen ska fungera effektivt under rimliga uppehållstider (Carlsson & Hallin 2003).

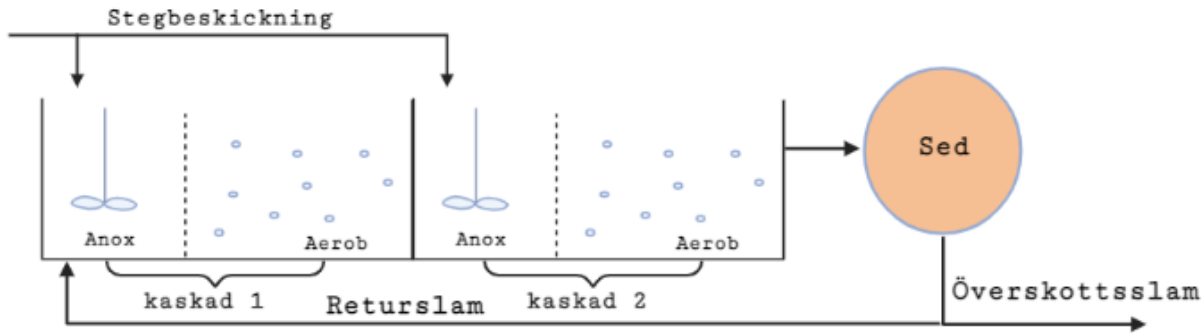


Figur 3. Principskiss över processlösning med efterdenitrifikation. Inspirerad av Svenskt Vatten (2021b).

2.2.3 Kaskadkväverening

En variant av fördenitrifikation kallas kaskadkväverening, där flera anoxa och aeroba zoner ingår i ett antal kaskader (Figur 4). Det inkommande avloppsvattnet tillförs de anoxa zonerna genom så kallad stegbeskickning, vilket innebär att avloppsvattnet tillförs systemet i delströmmar. En fördel med denna lösning är, liksom i fördenitrifikation, att organiskt material i inkommande avloppsvatten kan uppfylla funktionen som kolkälla för denitrifierare i de anoxa zonerna (Carlsson & Hallin 2003; Uppsala Vatten 2021). En viktig fördel mot vanlig fördenitrifikation är att behovet av intern recirkulation av nitratrikt slam reduceras eller elimineras tack vare upprepade sekvenser av denitrifikation och nitrifikation. Eftersom pumpning av slam står för en stor del av energiförbrukningen i aktivslamprocesser generellt, leder detta driftsätt vanligen till en lägre driftskostnad (Miyaji et al. 1981).

Då avloppsvattnet fördelas över de olika kaskaderna erhålls en koncentrationsgradient där slamhalten är som högst i den första kaskaden och sedan sjunker allteftersom mer avloppsvatten tillkommer. Den lägre slamhalten i processens sista zoner innebär en minskad belastning på efterföljande sedimentering, vilket möjliggör högre slamhalter i systemet som helhet samt högre slamåldrar jämfört med processer där allt avloppsvatten kommer in i början av systemet (deBarbadillo et al. 2002). Kaskadkväverening har därmed potential att vara mer effektivt än konventionell fördenitrifikation, alternativt kan samma reningseffektivitet uppnås i en mindre bassängvolym (Åmand 2008).



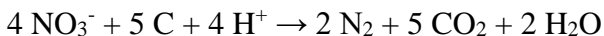
Figur 4. Principskiss över ett system med kaskadkväverening. I detta exempel visas två kaskader. Inspirerad av Svenskt Vatten (2021b).

En relevant optimeringsfråga för kaskadkväverening och fördenitrifikation gäller risken att syre överförs mellan aerob och anox zon och därmed stör denitrifikationen. Syreöverföring kan minimeras genom att införa av så kallade *deoxzoner* (zoner där löst syre avlägsnas) efter de syresatta zonerna. I en fördenitrifikationsprocess behövs bara en sådan zon, medan flera *deoxzoner* kan vara aktuella i kaskadkväverening. Att minimera syreöverföring är också angeläget för att tillgängligt kol ska nyttjas optimalt och inte oxideras av eventuellt kvarvarande löst syre (deBarbadillo et al. 2002). Den sista aeroba zonen är en kritisk del i system med kaskadkväverening, då bildat nitrat inte avskiljs utan förs vidare till efterföljande sedimentering. Flödet som beskickas den sista zonen är därför bestämmande för utgående nitratkoncentration (Davis 2020).

2.3 Kolkällor

Bakterierna som utför heterotrof denitrifikation behöver en kolkälla för att upprätthålla en välfungerande metabolism (Bernat et al. 2008). Kolkällor som tillsätts i processer med biologisk denitrifikation består optimalt av lättillgängligt kol som enkelt kan omsättas av mikroorganismerna. De vanligaste exemplen på externa kolkällor är metanol, etanol, acetat eller andra organiska ämnen med låg molekylvikt (Fu et al. 2022). Det bör påpekas att termen kolkälla i andra sammanhang vanligtvis syftar på det kol som används som byggstenar vid celltillväxt (biosyntes). Funktionen av en kolkälla i denitrifikation är främst den som elektrondonator vilket snarare är att betrakta som en energikälla. Omvandling till cellulärt kol sker visserligen också under denitrifikation men är i dessa sammanhang av sekundär betydelse (Carlsson & Hallin 2003).

En reaktionsformel för heterotrof denitrifikation (utan intermediära produkter) kan uttryckas enligt följande:



Förenklat sett förbrukas 1,25 mol kolatomer och en mol vätejoner per mol nitratkväve som reduceras. Utöver kvävgas bildas också koldioxid och vatten (Svenskt Vatten 2021b).

Kolkällans innehåll beskrivs oftare med parametern kemisk syreförbrukning (COD) än koncentration kolatomer. COD bestäms genom att mäta mängden syreekvivalenter som krävs för att oxidera innehållet av organiskt material (kolet) och därmed utgör COD ett indirekt mått för mängden biologiskt tillgängligt kol. Genom att betrakta kolkällans kvantitet i termer av syreförbrukning tas hänsyn till dess kapacitet att donera elektroner i respirationen. Till skillnad från biologisk syreförbrukning (BOD), som beskriver syrebehovet vid biologisk nedbrytning av organiskt material, inkluderar COD även det material som kan oxideras kemiskt. Ett COD-värde kan därför vara högre, men aldrig lägre, än ett BOD-värde i ett och samma vattenprov. En praktisk fördel med COD är att parametern är möjlig att mäta betydligt snabbare än BOD, som mäts över flera dygn. Exakta metoder för att mäta COD inkluderar dock kvicksilver, mot vilket det råder ett totalförbud i Sverige. Samtidigt föreskriver lagstiftningen att COD ska analyseras vid kontroll av svenska avloppsreningsverk, men att indirekt bestämning är tillåten genom att analysera en annan parameter som har ett fastställt samband med COD (Balmér 2015). På Kungsängsverket mäts normalt totalt organiskt kol (TOC) i stället för COD, som uppskattas genom att multiplicera TOC med en omvandlingsfaktor 3,3 (Uppsala Vatten 2021).

Fullständig denitrifikation förutsätter tillräcklig tillgång på organiskt kol i förhållande till den mängd nitratkväve som ska reduceras. Ofta beskrivs detta med en COD/N-kvot (Bernat et al. 2008), det vill säga förhållandet mellan mängden kolkälla (uttryckt som COD) som konsumeras, och mängden nitratkväve som reduceras under tillsats av en specifik kolkälla. Den teoretiska COD/N-kvoten vid heterotrof denitrifikation är 2,86 g COD/g N, men i verkligheten används en viss andel kol även i mikroorganismernas biosyntes. Detta innebär att värdet på COD/N-kvoten normalt är högre i verkligheten än i teorin. Värdet på den faktiska COD/N-kvoten i ett system beror även på driftsförhållanden samt på vilken kolkälla som används (Metcalf & Eddy 2003). Omvänt kan COD/N-kvoten sägas representera denitrifikationskapaciteten hos en specifik kolkälla eller ett specifikt avloppsvatten (Loosdrecht et al. 2016).

En relaterad parameter och ett sätt att beskriva mikroorganismernas tillväxt på är genom utbyteskoefficienten (Y) som representerar mängden biomassa som nybildas per mängd substrat som konsumeras. Olika författare rapporterar denna parameter i olika enheter (g COD/g COD, g VSS/g COD eller g VSS/g $\text{NO}_3\text{-N}$). Ett högre värde på Y indikerar generellt högre slamproduktion, vilket är en viktig aspekt i driftssammanhang. Sockerrika kolkällor har rapporterats ge högre slamproduktion (Fernández-Nava et al. 2010) medan enkla föreningar med låg molekylvikt tycks generera mindre mängder slam (Fu et al. 2022).

När kol inte finns tillgängligt i den yttre miljön tvingas mikroorganismerna bryta ner kol i den egna biomassan, vilket kallas endogent kol. Detta är det minst effektiva alternativet för denitrifierande bakterier och så kallad endogen denitrifikation går således långsammast. Denitrifikationen når som högst hastighet i närvaro av en biologiskt lättnedbrytbar och flytande kolkälla. Däremellan finns de kolkällor vars COD-innehåll utgörs av mer komplext eller partikulärt organiskt material som först behöver brytas ner (genomgå hydrolys) innan de kan omsättas i mikroorganismernas metabolism. De två sistnämnda kategorierna av kolkällor brukar kallas exogena (Bernat et al. 2008). Den specifika

denitrifikationshastigheten (SDNR) beskriver hur snabbt nitrat- och nitritkvävet reduceras per mängd biomassa och anges vanligen i enheten mg N/g VSS, h (Loosdrecht et al. 2016) där VSS utgör ett mått på biomassa, det vill säga mängden bakterier som utför denitrifikation (Svenskt Vatten 2021b). Ju högre denitrifikationshastigheten är desto mindre bassängvolym krävs för att uppnå en viss reduktionsgrad i en denitrifikationsprocess (Nikolic & Sundin 2006).

Det finns alltså en rad aspekter att beakta vid valet av lämplig kolkälla. Vanligen tas hänsyn till driftskostnad, slamproduktion, denitrifikationshastighet, nyttjandegrad, säkerhet vid hantering och lagring, eventuellt innehåll av störande eller toxiska ämnen, tillväxningstid, med mera (Fernández-Nava et al. 2010). De aspekter som avgör lämpligheten hos en kolkälla sträcker sig utöver processen för kväveavskiljning och valet är därför viktigt för hela reningsverket som avses (US EPA 2013).

2.3.1 Metanol

Metanol är en väletablerad kolkälla inom biologisk kväverening och beskrivs ofta som den vanligaste. Anledningarna är främst låg kostnad och god tillgång på marknaden (Christensson et al. 1994; Foglar et al. 2002; Fernández-Nava et al. 2010; Mokhayeri et al. 2008; Cherchi et al. 2009). Under 2020 rapporterade 25 svenska avloppsreningsverk att de tillsatte kolkälla i reningsprocessen, där 70 av de 518 svarande omfattades av krav på kväverening. Bland kolkällorna var etanol och metanol de som tillämpades mest (Svenskt Vatten 2021c). Samma antal, 25 reningsverk, rapporteras tillsätta kolkälla i en enkätundersökning från 2005 där metanol anges vara vanligast (Nikolic & Sundin 2006).

Metanol uppvisar lägre denitrifikationshastighet och längre tillväxningstid än flera jämförbara (men i regel dyrare) kolkällor, däribland etanol och acetat (Nikolic & Sundin 2006; Mokhayeri et al. 2008; Nyberg et al. 1996). När den mikrobiella populationen i slammet väl anpassat sig till metanol finns alltså potential till effektiv kväverening (Carlsson & Hallin 2003), vilket kan understrykas av en relativt låg COD/N-kvot (Cherchi et al. 2009) (Tabell 1). Vid introduktion av metanol kan det krävas flera månader av kontinuerlig dosering innan mikroorganismerna utnyttjar kolkällan fullt ut (Carlsson & Hallin 2003). Resultat från Mokhayeri et al. (2008) visar däremot att slam som tillvants metanol kan anpassa sig relativt snabbt till etanol som kolkälla. Samma författare menar på att metanol och etanol kan tillsättas omväxlande utan att bytet orsakar alltför långa tillväxningstider.

När metanol tillsätts som kolkälla året runt har det i kallare regioner visat sig innebära en försämrad reningseffektivitet vintertid (Mokhayeri et al. 2008). Tillväxthastigheten hos denitrifierande organismer acklimatiserade till metanol har rapporterats vara ungefär dubbelt så hög vid 19 °C som vid 13 °C (Mokhayeri et al. 2006; Timmermans et al. 1983).

Tabell 1. Sammanställda litteraturvärden på kemisk syreförbrukning (COD), COD/N-kvot, specifik denitrifikationshastighet (SDNR) och utbyteskoefficient (Y) för kolkällan metanol.

Parameter	Värde	Kommentar	Referens
COD-innehåll <i>g/L metanol</i>	1 185		Methanol Institute (u.å.)
COD/N <i>g COD/g N</i>	3,7	Efter viss tillvänjning	Andersson et al. 2021a
	4,5		Methanol Institute (u.å.)
	4,6		Bilanovic et al. 1999*
	4,7		Mokhayeri et al. 2006
	4,8		Cherchi et al. 2009
SDNR <i>mg N/g VSS, h</i>	2,0-2,4	Ej tillvant slam, labbskala, tempkompenserad (20 °C)	Andersson et al. 2021a
	3,1-3,3	Tillvant slam, labbskala, tempkompenserad (20 °C)	Andersson et al. 2021a
	3,2	Labbskala, 20 °C	Peng et al. 2007
	3,3	Långvarigt fullskaleförsök	Nyberg et al. 1996
	2,7	Labbskala, tempkompenserad (20 °C)	Andersson et al. 2017
	6,1; 3,2	20 °C; 10 °C	Cherchi et al. 2009
	9,2	13 °C; pH 7,4 - 7,6	Mokhayeri et al. 2008
Utbyte, Y	0,18	<i>g VSS/g COD</i>	Tchobanoglous et al. 2003*
	0,48-0,61	<i>mg VSS/mg NO₃-N</i>	Foglar et al. 2003

*Se Loosdrecht et al. 2016.

I närvaro av metanol tycks bakteriepopulationen efterhand specialisera sig till den grad att den gör sig beroende av metanol som energikälla. På grund av denna egenskap är metanol inte optimal som kolkälla i fördenitrifikation eftersom en sådan process bygger på att mikroorganismerna även tillgodogör sig heterogena organiska substanser i avloppsvatten. I efterdenitrifikation behöver en specialiserad biomassa däremot inte utgöra något problem (Carlsson & Hallin 2003). Bromma reningsverk har dock doserat metanol i fördenitrifikationen i flera år vilket tycks ha fungerat väl (Andersson et al. 2021).

Metanol är brandfarligt och giftigt vilket ställer höga krav på att ämnet kan hanteras säkert och inte överdoseras (Fu et al. 2022). Nödvändiga säkerhetsåtgärder såsom godkända konstruktioner för förvaring och dosering medför också ökade kostnader. Enligt tidigare uppskattningar kan erforderliga åtgärder innebära kostnader på ytterligare 25-31 % jämfört med när en icke brandfarlig och icke toxisk kolkälla tillämpas (Cherchi et al. 2009). Enligt svensk lag om brandfarliga och explosiva varor krävs verksamhetstillstånd för hantering av metanol (MSB, 2020), i praktiken ATEX-klassad utrustning (Andersson et al. 2021).

2.3.2 Etanol

Etanol är, liksom metanol och acetat, vanligt förekommande som extern kolkälla i biologisk kväverening (Fu et al. 2022). Enligt en landsomfattande enkätundersökning från 2005 var etanol, näst efter metanol, den mest använda externa kolkällan på svenska reningsverk (Nikolic & Sundin 2006). Under 2020 rapporterade en majoritet av de som svarade (19 avloppsreningsverk) att de tillsatte etanol som kolkälla (Svenskt Vatten 2021c).

Många tidigare studier har jämfört etanol med metanol och acetat utifrån dess egenskaper som kolkälla (Foglar et al. 2002). Jämfört med metanol lyfts ofta etanolens högre denitrifikationshastighet och kortare tillväxningstid (Nikolic & Sundin 2006), samt att etanol snabbare omsätts i mikroorganismernas metabolism (Peng et al. 2007) och inte är toxiskt (Fu et al. 2022). Tidigare studier visar att etanol kan generera en tre gånger högre denitrifikationshastighet, jämfört med metanol (Peng et al. 2007; Mokhayeri et al. 2008; Nyberg et al. 1996) (Tabell 2). Denitrifikationshastigheten har också rapporterats vara mer stabil med etanol (Christensson et al. 1994; Æsøy et al. 1998).

Tabell 2. Sammanställda litteraturvärden på kemisk syreförbrukning (COD), COD/N-kvot, specifik denitrifikationshastighet (SDNR) och utbyteskoefficient (Y) för kolkällan etanol.

Parameter	Värde	Kommentar	Referens
COD-innehåll <i>g/L etanol</i>	1 650	Teoretiskt värde; 2,09 g COD/g etanol; densitet 790 g/L	
COD/N <i>g COD/g N</i>	4,5	Filtertechnik, pilot, 9-11 °C	Æsøy et al. 1998
	3,2	20 °C; pH 7-7,5	Peng et al. 2007
	3,85	Kontinuerliga test, labbskala	Christensson et al. 1994
	6,1	Renodlad biomassa, labbskala	Christensson et al. 1994
	5 - 5,5	Fördenitrifikation, fullskala	Nikolic & Hultman 2006
	6,36		US EPA 2013
	2,91	Pilotskala; 15,6 °C	Andersson et al. 2021b
	1,7; 4,4	Labbskala, innan; efter 2 mån tillvänjning	Andersson et al. 2021b
SDNR <i>mg N/g VSS, h</i>	9,6	20 °C; pH 7-7,5	Peng et al. 2007
	30,4	13 °C	Mokhayeri et al. 2008
	10	Långvarigt fullskaleförsök	Nyberg et al. 1996
	3,1; 4,7	Labbskala, innan; efter 2 mån tillvänjning, tempkompenserade (20 °C)	Andersson et al. 2021b
Utbyte, Y	0,22	<i>g VSS/g COD</i>	Hallin et al. 1996*

*Se Loosdrecht et al. 2016.

Orsaken till att metanol tillämpas oftare tycks vara den högre kostnaden för etanol (Fu et al. 2022). Peng et al. (2006) lyfter däremot att etanol finns att tillgå som restprodukt från kemi- och läkemedelsindustrier till en lägre kostnad. I en sammanställning av Fu et al. (2022) anges kostnaden per reducerad mängd nitratkväve uppgå till 2,1 pund, motsvarande ca 26 kr/kg NO₃-N med dagens växelkurs. Uppgifter från åtta svenska reningsverk pekar på att priset under 2020 uppgick till ett medelvärde på 15 kr/kg etanol (inklusive ett enskilt högt avvikande värde) eller 8,9 kr/kg etanol (exklusive avvikande värde) (Svenskt Vatten 2021c).

Precis som för metanol anpassar sig den mikrobiella populationen till etanol efter viss tids exponering, men en biomassa acklimatiserad till etanol är inte lika selektivt beroende som vid motsvarande acklimatisering till metanol. Förmågan att nyttja en variation av organiska substanser blir istället bättre. En mer flexibel biomassa möjliggör även intermitterande dosering av etanol (Carlsson & Hallin 2003).

Då etanol är ett flyktigt ämne är risk för evaporation en potentiell nackdel vid dosering i fullskaliga processer, särskilt i öppna system (Ingfeldt 2020). Etanol är också brandfarligt och medför en explosionsrisk (US EPA 2013) vilket ställer krav på ATEX-klassad utrustning. Säkerhetsaspekten inverkar på totalkostnaden och även transporter kan vara besvärliga (Fu et al. 2022). Däremot är etanol varken toxiskt eller bioackumulerande utan klassas som biologiskt lättnedbrytbart (Merck 2021).

2.3.3 Brenntaplus VP1

Brenntaplus VP1 är en kommersiell kolkälla framtagen av företaget Brenntag för tillämpning inom avloppsvattenrening. Produkten innehåller alkoholer, sackarider och proteiner samt spårämnen som koppar och nickel. Blandningens exakta sammansättning delges inte av Brenntag men har utvecklats genom att testa olika kombinationer av kolkällor i laboratorieskala. En kombination visade sig vara mest effektiv och denna produkt säljs numera under namnet Brenntaplus VP1 (Adolfsson 2017). Enligt tillverkaren är Brenntaplus helt biologiskt nedbrytbar och kan användas året runt (kan pumpas vid temperaturer ner till -15 °C). Produkten ska varken vara brandfarlig eller giftig och behöver således ingen ATEX-klassning (Brenntag Nordic 2013).

Enligt tillverkaren ska Brenntaplus gynna ett diversifierat organismsamhälle och bidra till snabb respons hos mikroorganismer (Smyk et al. 2018). Att Brenntaplus genererar biologisk diversitet bekräftades av Ingfeldt (2020) som jämförde organismsamhällen i prov med tillsats av etanol, glycerol respektive Brenntaplus. Denitrifikation vid tillsats av Brenntaplus har också visat sig vara mindre känslig för låga fosforhalter (Ingfeldt 2020), vilket styrker informationen om kolkällans välanpassade sammansättning. En eventuell nackdel tycks vara risken för fosforsläpp som rapporterats från pilotförsök i Henriksdal (Andersson et al. 2021b). I en opublicerad studie jämfördes denitrifikationshastigheter mellan Brenntaplus, metanol, etanol, ättiksyra, avloppsvatten och hydrolyserat slam där Brenntaplus gav tredje högsta hastighet på 4,01 mg NO₃-N/g SS, h (Tabell 3) (Adolfsson 2017). Observera att denitrifikationshastigheten anges med avseende på SS och inte VSS. Då VSS utgör en andel av SS (Svenskt Vatten 2021b) kan värdet antas ha varit högre om hastigheten rapporterats i mg NO₃-N/g VSS, h.

Företrädare för Brenntag framhåller att priserna och tillgången på råvara är stabila, särskilt i jämförelse med metanol och etanol. Det framhävs också att doseringsbehovet är lägre jämfört med metanol och etanol tack vare lättillgängligt kol (Adolfsson 2017). Ingfeldt (2020), som jämförde kostnader för etanol, glycerol och Brenntaplus, visar dock på att Brenntaplus gav lägst COD per krona (g O₂/kr) bland dessa kolkällor. Vidare är det intressant att notera syftet bakom studien av Ingfeldt (2020) som var att utreda alternativa kolkällor för att ersätta Brenntaplus i en reningsanläggning för lakvatten. Med Brenntaplus krävdes långa hydrauliska uppehållstider och andra alternativ (etanol och glycerol samt

blandningar av dessa) uppnådde högre denitrifikationshastigheter samt gjorde systemet mindre temperaturkänsligt (Ingfeldt 2020).

Enligt statistik från VASS år 2020 uppgav två reningsverk att de tillsatte Brenntaplus som kolkälla (Svenskt Vatten 2021c). Det finns uppgifter om att Brenntaplus har använts eller används även på andra håll, däribland i anläggningen för lakvattenrening som Ingfeldt (2020) studerade. Brenntaplus doserades även i Henriksdals pilotanläggning under 2015-2016 (Andersson et al. 2021), se Tabell 3.

Tabell 3. Sammanställda litteraturvärden på kemisk syreförbrukning (COD), COD/N-kvot, specifik denitrifikationshastighet (SDNR) och utbyteskoefficient (Y) för kolkällan Brenntaplus VP1.

Parameter	Värde	Kommentar	Referens
COD-innehåll <i>g/L metanol</i>	1 000		Brenntag Nordic AB, 2003
COD/N <i>g COD/g N</i>	1,72	Pilotförsök MBR	Andersson et al. 2021a
	3,0		Adolfsson, 2017
SDNR <i>*mg N/g SS, h</i> <i>**mg N/L, h</i>	4,01*	Labbskala	Hey 2012, via Adolfsson 2017
	0,40-0,41**	Labbskala	Ingfeldt, 2020
	0,12-0,17**	Pilotförsök	Ingfeldt, 2020

Försök med Brenntaplus har även genomförts i fullskala på Kungsängsverket 2009-2010. Brenntaplus doserades kontinuerligt under sex veckor i en av linjerna på bio-C och utgående nitratkvävehalter från samtliga linjer mättes för att utvärdera effekten av kolkällan. I januari 2010 genomfördes försök som primärt syftade till att undersöka pumpbarheten vintertid. Under det kontinuerliga försöket doserades 5,5 kg COD/kg NO₃-N baserat på tidigare erfarenheter från reningsverk med dosering av etanol. Resultatet visade på en förbättrad denitrifikation efter en veckas dosering, men att en hög dos krävdes för att erhålla en mätbar effekt (Uppsala Vatten 2010, intern rapport).

Resultatet från försöket på Kungsängsverket 2009 kan sammanfattas enligt nedan:

- Utgående NO₃-N-halter låg från och med första försöksveckan under medelvärdet av NO₃-N-halten från övriga linjer;
- Utgående halt från försökslinjen var i medeltal 1,8 mg NO₃-N/L lägre än medelvärdet från övriga linjer;
- Hög dosering krävdes, i medeltal 11,6 kg COD/kg NO₃-N, för att uppnå mätbar effekt;
- Den totala kvävereduktionen var i medeltal ca 2 % högre i försökslinjen än i övriga linjer;

- Då effekten av Brenntaplus var som störst uppgick den totala kvävereduktionen till ca 91 % i försökslinjen och i medeltal ca 86 % från övriga linjer;
- Utgående COD-halter var endast marginellt högre från försökslinjen vilket tyder på att kolkällan förbrukades i hög grad;
- Alkaliniteten var högre i utgående vatten från försökslinjen jämfört med övriga linjers medelvärde.

Utvärderingen av det kortare försöket i januari 2010 visade att Brenntaplus kunde pumpas och doseras utan att påverkas negativt av kallare temperaturer, åtminstone inom det intervall (-10 till -1 °C) som rådde under försöksperioden.

2.3.4 Industriella restprodukter

Ett flertal studier lyfter restprodukter från industri och jordbruk som ekonomiska och miljövänliga alternativ till de kommersiella kolkällorna (Fernández-Nava et al. 2010). En bredd av potentiella kolkällor har studerats (Tabell 4), däribland industriellt avloppsvatten från livsmedelsindustrin (Cappai et al. 2004; Fernández-Nava et al. 2010; Rodríguez et al. 2007), glukos och glycerol (Akunna et al. 1993), hydrolysat av organiskt hushållsavfall (Æsøy et al. 1998), med mera.

Jämfört med konventionella kolkällor, som i hög grad är renodlade kolföreningar, finns en stor variation med avseende på sammansättning och innehåll i industriella restprodukter. Vanligtvis utgörs dessa av mer komplexa organiska föreningar vilket gör att kolet i varierande grad är biologiskt lättillgängligt. Sammansättningen i en restprodukt kan variera över tid vilket bör relateras till processens känslighet mot varierande COD-koncentration och eventuellt innehåll av främmande ämnen (US EPA 2013).

Ett typiskt mönster som observerats hos komplext sammansatta kolkällor är att nitratreduktionen tycks följa tre linjära faser med olika denitrifikationshastigheter. Faserna korrelerar till mikroorganismernas förmåga att nyttja det tillgängliga kolet enligt följande uppdelning:

- högst denitrifikationshastighet uppnås när mikroorganismerna tillgodogör sig det mest lättillgängliga kolet;
- lägre denitrifikationshastighet uppnås vid konsumtion av den COD-fraktion som först behöver hydrolyseras;
- lägst denitrifikationshastighet korresponderar mot nyttjande av endogent kol (det vill säga endogen denitrifikation).

Hos de renodlade kolkällorna, till exempel metanol och etanol, förväntas typiskt en linjär fas av nitratreduktion med konstant denitrifikationshastighet (Fernández-Nava et al. 2010).

Resultat med sockerrika kolkällor varierar i litteraturen (Tabell 4). Akunna et al. (1993) och Cappai et al. (2004) rapporterar låga, visserligen genomsnittliga hastigheter, medan Fernández-Nava et al. (2010) erhöill exceptionellt höga (maximala) hastigheter. Resultatet från den sistnämnda studien sticker ut

något och alltför generella slutsatser bör kanske inte dras då studien gjordes med ett mycket nitratrikt avloppsvatten (2 500 mg NO_x-N/L).

Tabell 4. Sammanställda litteraturvärden på kemisk syreförbrukning (COD), COD/N-kvot och specifik denitrifikationshastighet (SDNR) för restprodukter som använts som kolkälla.

Restprodukt ursprung	COD-innehåll g COD/L	COD/N-kvot g COD/g N	SDNR mg N/g VSS, h	Referens
Godisfabrik	155	5,6; 7,2	30,4; 41,6*	Fernández-Nava et al. 2010
Läskindustri	850	5,2; 4,1	31,8; 48,1*	Fernández-Nava et al. 2010
Mejeri	370	3,5; 3,2	36,2; 44,1*	Fernández-Nava et al. 2010
Glassfabrik			3,28	Cappai et al. 2004
Sockerbruk			2,72	Cappai et al. 2004
Glukos		5,4 - 5,5	2,7	Akunna et al. 1993
Potatisprocess			4,1	Rodríguez et al. 2007

*Maximala (ej genomsnittliga) SDNR.

Vid tillämpning av sockerrika kolkällor har en viss tendens till nitritackumulering observerats, och därmed ofullständig denitrifikation, när COD-halten varit begränsande. Höga nitrithalter är i sig hämmande för denitrifikation (Fernández-Nava et al. 2010; Glass et al. 1997), särskilt vid låga pH. Akunna et al. (1993) utförde batchförsök med anaerobt slam och glukos som kolkälla där enbart hälften av det reducerade kvävet denitrifierades medan resten omvandlades till ammoniak. Nitrat reducerades mycket snabbt vid tillsats av glukos men detta skedde under betydande ackumulering av nitrit och sjunkande pH. Studien av Akunna et al. (1993) utfördes dock med slam där ammoniumbildande bakterier utgjorde en större andel av biomassan är denitrifierande bakterier, vilket skiljer sig åt från processen som studeras i detta arbete.

En tidigare studie visar på att alternativa kolkällor med högt fruktosinnehåll kan uppnå en reningsgrad på nära 70 % under goda förhållanden. Säkerhetsriskerna konstateras vara små med sockerbaserade kolkällor men driftskostnaden högre jämfört med metanol, etanol och andra alkoholhaltiga kolkällor. Utmaningar som påpekas med denna typ av kolkälla är att den behöver lagras vid tillräckligt höga temperaturer för att undvika kristallisering. Den viskösa vätskan av en sockerlösning ställer också krav på tillräcklig pumpning och omrörning vilket innebär en hög energiförbrukning (Pretorius et al. 2007).

2.3.5 Översikt

Nedan presenteras en översikt av data för de olika kolkällorna som insamlats från litteratur (Tabell 5). Det bör påpekas att etanol och metanol har dokumenterats betydligt mer än Brenntaplus, samt att det inte går att säkerställa att sammanställda litteraturvärdena är representativa.

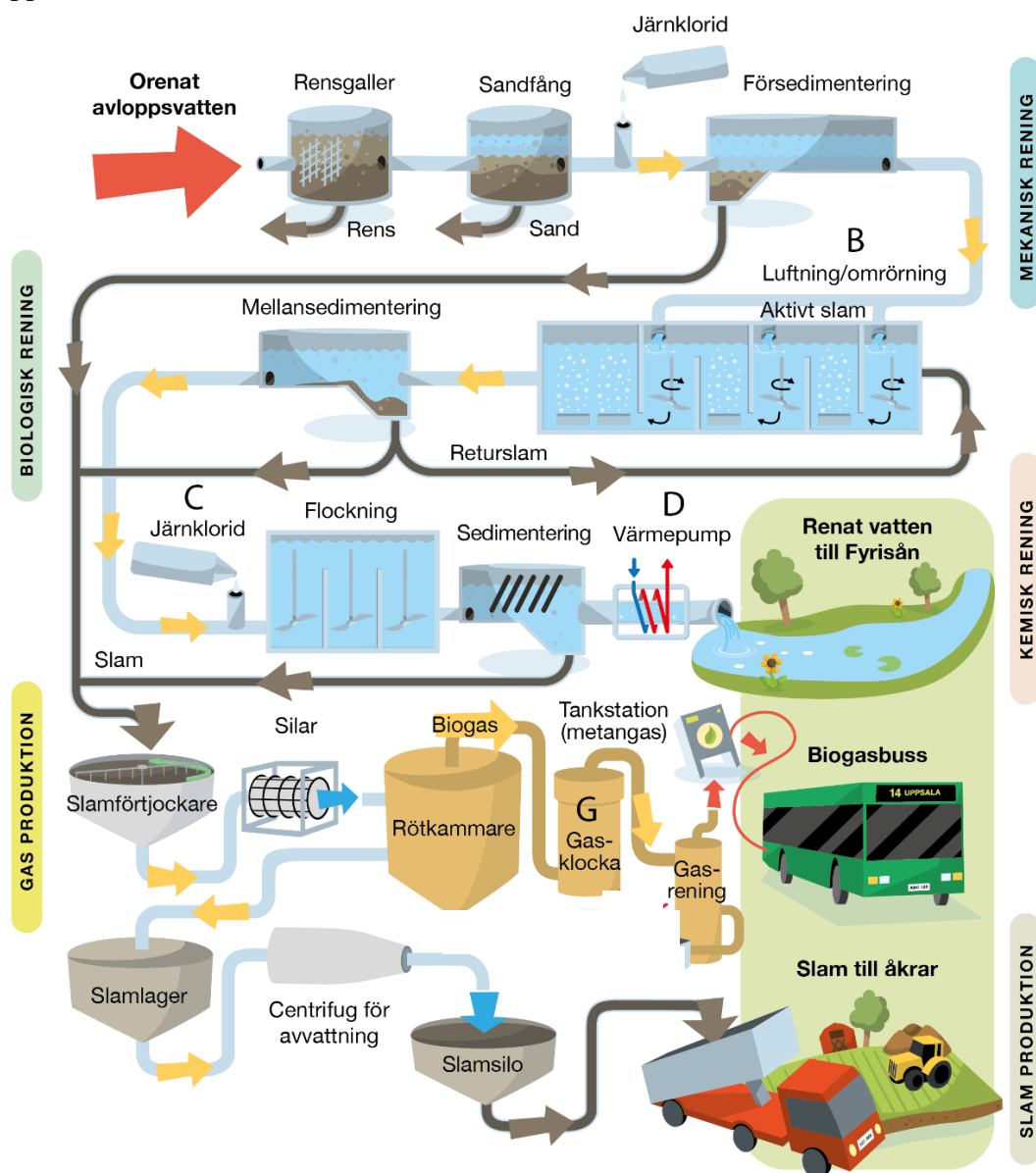
Tabell 5. Sammanställda litteraturvärden på kemisk syreförbrukning (COD), COD/N-kvoter, specifika denitrifikationshastigheter (SDNR) och utbyteskoefficienter (Y_{anox}) för externa kolkällor samt avloppsvatten.

Kolkälla	COD-innehåll <i>g COD/L</i>	COD/N-kvot <i>g COD/g N</i>	SDNR <i>mg N/g VSS, h</i>	Y_{anox} <i>g VSS/g COD</i>
Metanol	1 185	3,7 – 4,8	2,0 – 9,2	0,18-0,61
Etanol (agroetanol)	1 650 (1 660)	3,2 – 6,4	9,6 – 30,4	0,22
Brenntaplus VP1	1 000	1,7 – 3,0	4,0*	
Avloppsvatten	0,2		3,05*	

* Angiven i *mg NO₃-N/g SS, h* (Hey, 2012 via Adolfsson, 2017).

2.4 Kungsängsverket

Reningen på Kungsängsverket sker i tre huvudprocesser: mekanisk, biologisk och kemisk rening (Figur 1). Avloppsvattnet tas in via två inloppspunkter och fördelas över de tre blocken A, B och C, där mekanisk och biologisk rening ingår. Efter den mekaniska och biologiska reningen förs vattnet i en samlad ström till den kemiska behandlingen. Det renade vattnet släpps ut i Fyrisån, nedströms Uppsala centrum, för att sedan mynna ut i Ekoln innan det går vidare till Mälaren och slutligen Östersjön (Uppsala Vatten, 2021).



Figur 5. Processchema över Kungsängsverket. Arkivbild: Uppsala Vatten.

I den mekaniska reningen avskiljs grövre föroreningar och partiklar i rensgaller, luftade sandfång och sedimenteringsbassänger (Figur 5). Rensgallret fångar upp större sammanhängande avfall, därefter

avskiljs tyngre partiklar och sand i ett luftat sandfång. Innan avloppsvattnet når sedimenteringsbassängen tillsätts flockningsmedel i form av järnklorid för att förbättra sedimentationen av de lätta partiklarna som återstår i avloppsvattnet (Uppsala Vatten, 2021).

Det försedimenterade vattnet leds sedan vidare till den biologiska reningen där organiskt material och kväve avskiljs i en aktivslamprocess. Processlösningarna skiljer sig åt mellan blocken, där reningen på block A i huvudsak sker med fördenitrifikation (se avsnitt 2.3.1), medan kaskadkväverening (avsnitt 2.3.3) tillämpas på block B och C enligt processschemat ovan (Figur 5). I den biologiska behandlingen ingår även sedimenteringsbassänger där flockar av aktivt slam sjunker och skrapas till slamfickor på bassängernas botten. En hög andel slam pumpas tillbaka till aktivslambassängerna, medan resterande slam tas ur processen som bioslam eller överskottsslam (Uppsala Vatten, 2021).

Det sista reningssteget bygger på en kemisk process där återstående fosfor fälls ut med järnklorid och bildar flockar som avskiljs genom sedimentering (Figur 4). Sedimenteringen sker i bassänger utrustade med lameller (snedställda skivor) vilket ger en större sedimentationsyta och gör sedimenteringen mer platseffektiv. Efter slutsedimenteringen finns möjlighet att leda det behandlade vattnet via en värmeväxlare för att ta vara på vattnets värmeenergi. Slutligen leds vattnet ut i Fyrisån via ledningar under vattenytan (Uppsala Vatten, 2021).

Slam uppkommer huvudsakligen av försedimentering (primärslam), mellansedimentering (bioslam) och slutsedimentering (kemsлам) (Figur 5). Kemslammet leds tillbaka till försedimenteringen medan primär- och förtjockat bioslam stabiliseras genom rötning i någon av Kungsängsverkets två rötkammare. Rötningen producerar biogas, och huvuddelen av denna uppgraderas till fordonsbränsle på Uppsala Vattens biogasanläggning. Efter rötning pumpas slammet till ett slamlager och sedan vidare till centrifuger för avvattning. Vattnet som avskiljs i centrifugerna kallas rejektvatten och pumpas tillbaka till den biologiska reningens inlopp vilket innebär en intern belastning på samtliga biosteg (Frid, muntlig uppgift 2022; Uppsala Vatten, 2021). Kungsängsverket är Revaq-certifierat vilket innebär att slammet också hanteras utifrån målet att det ska kunna användas som gödselmedel och återföra växtnäring till jordbruket (Svenskt Vatten 2022; Uppsala Vatten 2021).

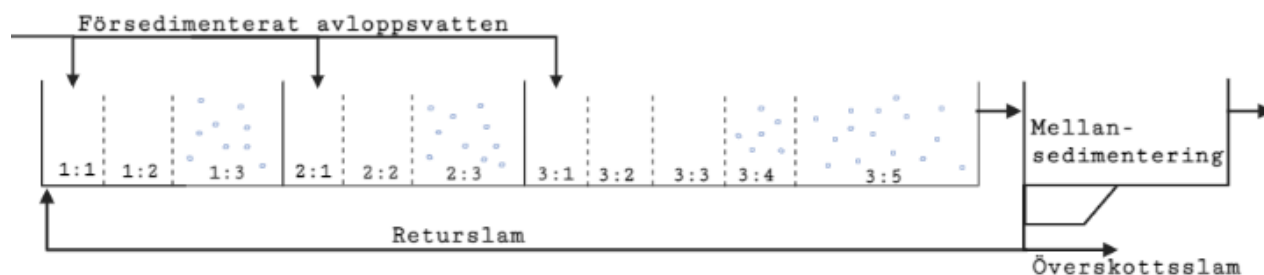
Utöver biogas- och gödselproduktion kan avloppsslammet organiska innehåll nyttiggöras som kolkälla i denitrifikation. Detta går att åstadkomma genom så kallad slamhydrolys vilket innebär att det organiska materialet i slammet bryts ner anaerobt till mer lättillgängliga fraktioner. Framst primär- och bioslam lämpar sig för slamhydrolys och i flera studier har hydrolysat från dessa slamtyper förbättrat denitrifikationseffektiviteten (Guo et al. 2022; Fu et al. 2022). Hydrolyserat slam kan utgöra ett ekonomiskt fördelaktigt alternativ till kommersiella kolkällor. Genom att framställa kolkällan internt effektiviseras dessutom resursanvändningen på ett reningsverk (Æsøy et al. 1998; Guo et al. 2022).

2.4.1 Implementering av kolkälla

Fullskalig implementering av kolkälla på Kungsängsverket förutsätter kännedom om vilka mängder nitratkväve som behöver reduceras för att en tillräckligt hög reningsgrad ska uppnås. Resonemang kring

tillämpning av kolkälla på Kungsängsverket sker med utgångspunkt i den biologiska reningsprocessen på C-blocket, *bio-C*, där processen utgörs av kaskadkväverening (Figur 6). En tank avsedd för kolkälla finns redan på plats samt doseringsledningarna till alla linjer på bio-C (Uppsala Vatten, 2021). Planering av eventuella ombyggnationer inför tillämpning ligger längre fram i tiden varför utgångspunkten är den process som finns i dagsläget, där tillgången på kol tros vara begränsande i den tredje kaskadens sista anoxa zon (Andersson & Frid, 2022, muntlig källa).

Aktivslambassängen på bio-C är indelad i fem parallella linjer med tre kaskader vardera, där varje kaskad består av både anoxa och aeroba zoner (Figur 6). Det försedimenterade avloppsvattnet fördelas till tre delströmmar och tillförs de anoxa zonerna genom stegbeskickning. En hög andel slam från efterföljande sedimentering recirkuleras för att bibehålla en hög slamålder på de långsamväxande nitrifikationsbakterierna och för att återföra nitrat till den första anoxa zonen.



Figur 6. Processchema över den biologiska reningen på Kungsängsverket, bio-C. Försedimenterat avloppsvatten kommer in från vänster i bild och fördelas till tre delströmmar som beskickas de första anoxa zonerna i varje kaskad. De anoxa zonerna är 1:1, 1:2, 2:1, 3:1, 3:2 och de aeroba är 1:3, 2:3, 3:4 och 3:5. Zon 2:2 och 3:3 är flexibla zoner som kan syresättas beroende på driftfall.

Processkonfigurationen på bio-C, där den sista anoxa zonen åtföljs av luftade zoner med nitrifikation (Figur 6), innebär att nitrathalten ökar något mellan den sista anoxa zonen tills det att vattnet lämnar bio-C. Då en framtida kolkälla troligen kommer doseras i zon 3:3 (den sista anoxa zonen i den tredje kaskaden), behöver ökningen av nitratkväve beaktas vid tillsats av kolkälla för att bedöma dess effekt.

Mängden nitratkväve som behöver reduceras uppskattades i detta projekt baserat på förväntade framtida reningskrav, med ett antaget produktionsmål om maximalt 4,8 mg NO₃-N/L som utgående halt från samtliga biosteg. Data på koncentrationer i bio-C från nio tidigare provtagningstillfällen mellan mars 2021 och mars 2022 ger en indikation på hur mycket nitrathalten ökar mellan den sista anoxa zonen och utgående vatten (Tabell 1). Givet att en viss maximihalt får uppnås i utgående vatten (4,8 mg NO₃-N/L) kan den maximala tillåtna halten i den sista anoxa zonen bestämmas. Detta kan sedan ligga till grund för uppskattade doseringsbehov av en kolkälla. Uppskattningen förutsätter att nitratkvävehalten inte ökar i reningsverkets efterkommande processer.

Vid två av ovan nämnda provtagningstillfällen var ökningen i nitratkvävehalt högre än produktionsmålet i sig (Tabell 6). När detta är fallet krävs åtgärder utöver en förbättrad denitrifikation för att produktionsmålet ska kunna nås, vilket ligger utanför ramen för detta arbete.

Tabell 6. Data över nitratkoncentrationer på bio-C, från nio provtagningstillfällen under 2021-2022. Maximal halt i zon 3:3 syftar på den halt som kan tillåtas för att ett antaget produktionsmål om 4,8 mg NO₃-N/L ska uppnås i utgående vatten, givet att en viss ökning sker i nitratkoncentration från denna zon tills det att vattnet lämnar biosteget.

Uppmätt koncentration (mg NO ₃ -N/L)	Zon 3:3*	Utgående	Ökning	Maximal halt zon 3:3
Medel	5,65	9,48	3,86	0,94
Max	9,99	15,5	5,86	0**
Min	1,64	5,95	2,74	2,06

*Ett av värdena är taget från zon 3:2, då zon 3:3 luftades vid detta tillfälle.

**Vid maximal ökning räcker egentligen inte en fullständig avskiljning eftersom ökningen i sig överskrider produktionsmålet. För enkelhetens skull anges ändå noll som maximal tillåten halt i sista anoxa zonen.

Kvävereningen på Kungsängsverket uppnår villkoren som dagens verksamhetstillstånd medger, se Tabell 7 (Uppsala Vatten, 2019-2021). Tillgången på kol i denitrifikationen har vid behov förbättrats genom att leda en delström av inkommande avloppsvatten förbi försedimenteringen. Detta medför dock att även fosfor, som annars hade avskilts i försedimenteringen, tillförs biosteget via avloppsvattnet. Bakteriernas möjlighet att tillgodose sig kol i denna typ av delström är heller inte optimal (Andersson & Frid, 2021, muntlig källa).

Tabell 7. Uppnådd rening under 2018-2020 på Kungsängsverket. Halter angivna som flödesvägda årsmedelvärden (Uppsala Vatten, 2019-2021).

	Reningsgrad, %	Utgående halt, mg/L	Utgående halt, mg/L
	N-tot	N-tot	NO₃-N, NO₂-N
<i>Krav*</i>	70 %	< 10	
2018	80	10,6	8,9
2019	78	11,1	8,9
2020	83	9,8	8,5

*Det räcker att ett av kraven uppfylls.

3 METOD & MATERIAL

3.1 Laboratorieförsök

Denitrifikationseffektiviteten i aktivt slam vid tillsats av olika kolkällor undersöktes genom satsvisa denitrifikationstester i laboratorieskala (frågeställning 1) på Kungsängsverket under mars-april 2022. Laboratorieförsöken utformades enligt metoder av Loosdrecht et al. (2016) som betecknas DEN.CHE.1 (kemiskt denitrifikationstest vid tillsats av specifik kolkälla) samt DEN.CHE.2 (kemiskt test av denitrifikationspotential i avloppsvatten). Aktivt slam från bio-C blandades med nitratlösning, näringslösning och kolkällor. Denitrifikationstesterna pågick i ca 3,5 h under anoxa förhållanden vid en genomsnittlig temperatur på 14 °C (rådande rumstemperatur). För varje kolkälla gjordes tre försök (triplikat) med aktivt slam från bio-C. Enskilda försök hänvisas till som försök I, II och III.

Denitrifikationsförloppet övervakades genom att på bestämda tidpunkter ta ut prov (var 10-30 min) från respektive batch för att senare analysera koncentrationer av utvalda parametrar. Nitratkväve, nitritkväve och COD analyserades i samtliga prov. I prover tagna i början och i slutet analyserades även ammoniumkväve, fosfat, torrsubstans (TS) och glödningsrest (GR).

Baserat på utdata från försöken bestämdes endogen och exogen denitrifikationshastighet (DNR_{endo} och DNR_{exo}), specifika denitrifikationshastigheter (SDNR), COD/N-kvoter samt utbyteskoefficienter (Y_{anox}) (Tabell 8). Dessutom undersöktes eventuella effekter på ammonium-, nitrit- och fosfathalter. Försöken genomfördes enligt försöksplan med tillhörande provtagnings-protokoll, se Bilaga B och C. Observera att DNR_{endo} och DNR_{exo} inte rapporteras explicit då dessa värden användes som indata vid beräkning av SNDR.

Tabell 8. Parametrar som bestämdes från försöksdata.

Parameter	Beteckning	Beskrivning
Endogen denitrifikationshastighet	DNR_{endo}	mg N/L, min
Exogen denitrifikationshastighet	DNR_{exo}	mg N/L, min
Förbrukningshastighet av COD	r_{COD}	mg COD/L, min
Specifik denitrifikationshastighet	SDNR	mg N/g VSS, h
COD/N-kvot	COD/N	g COD/g N
Anox utbyteskoefficient	Y_{anox}	g COD/g COD

3.1.1 Hanterade kolkällor

Fem externa kolkällor, varav tre erhöles som restprodukter från en lokal industri, samt försedimenterat avloppsvatten testades. De externa kolkällorna var:

- Etanol (AgroSustanol 100)
- Brenntaplus VP1
- Dextrandrank (fruktoslösning) – restprodukt
- RTP-vätska – restprodukt
- Sackaroslösning – restprodukt

Etanolen utgjordes av en så kallad agroetanol (AgroSustanol 100) producerad av Lantmännen. Produkten baseras på stärkelse från spannmål och rester från livsmedelsindustrin och används främst som drivmedel men också vid framställning av så kallade gröna kemikalier (Lantmännen, 2018). COD-koncentrationen uppgick till 1 660 g/L (10 % mätosäkerhet) enligt tidigare utförd analys (Bilaga C). AgroSustanol 100 innehåller enligt produktens säkerhetsdatablad 90-95 vikt% etanol och 4 vikt-% n-butanol. Produkten är klassificerad som hälsofarlig samt fysikaliskt farlig (mycket brandfarlig vätska och ånga). Explosionsrisk föreligger vid upphettning av slutna behållare och produktens ångor kan bilda explosiv atmosfär med luft om den förvaras öppet. Produkten är inte klassificerad som miljöfarlig (Lantmännen Agroetanol 2019). Vid transport omfattas AgroSustanol 100 av klass 3 (brandfarliga vätskor) enligt krav om klassificering av farligt gods (Lantmännen Agroetanol, 2019; MSB 2019).

Brenntaplus VP1 är en mörkbrun, trögflytande vätska med sötaktig lukt. COD-innehållet är enligt tillverkaren ca 1 000 g COD/L (Brenntag Nordic 2013). Produkten är varken brandfarlig eller giftig (Brenntag Nordic 2013) (se även avsnitt 2.3.3).

Dextrandranken innehåller hög halt fruktos och eventuellt vissa biologiska rester, men kan beskrivas som en fruktoslösning. Givet detta innehåll kan kolkällan antas vara harmlös vid hantering (Pretorius et al. 2007). Restprodukten är en färglös, ganska viskös vätska, med uppmätt COD-koncentration på 104 g COD/L (15 % mätosäkerhet).

RTP-vätskan är en blandning av etanol, isopropanol (IPA), ättiksyra och natriumhydroxid (NaOH) med viss variation i koncentration över tid. Batchen som levererades till Kungsängsverket ansågs vara representativ och denna innehöll ca 20 % etanol, 20 % natriumacetat + etanol (pH-justerad) och saneringsvätska bestående av 40 % IPA + 0,5 M NaOH. COD-innehållet i RTP-vätskan uppmättes till 436 g COD/L (15 % mätosäkerhet). Restprodukten är en relativt högkoncentrerad och ren kolkälla, där framför allt etanol och ättiksyra är välkända komponenter i dessa sammanhang. Även isopropanol bör vara lättillgänglig då ämnet är en enkel (sekundär) alkohol. Etanol, ättiksyra och IPA klassas som brandfarliga vätskor vilket medför vissa arbetsmiljö- och hälsorisker. Ättiksyra och natriumhydroxid är dessutom frätande. Transporter sker i enlighet med bestämmelser för transport av farligt gods (Carl Roth GmbH, 2021a; Carl Roth GmbH, 2021b). RTP-vätskan bedöms dock som relativt lätthanterlig då komponenterna inte förekommer i ren form (Skarpås 2022, muntlig källa).

Sackaroslösningen blandades på plats genom att lösa vanligt strösocker i vatten till samma koncentration som i den faktiska restprodukten (65 vikt-% sackaros) vilket resulterade i en ganska viskös vätska. COD-innehållet uppmättes till 906 g COD/L, vilket var högst bland restprodukterna. Sackaroslösningen antas liksom dextrandranken vara harmlös vid hantering (Pretorius et al. 2017).

3.1.2 Försöksmedia

Komponenterna som användes i försöket inkluderade aktivt slam, NaNO₃-lösning, näringslösning och kolkällor. Det aktiva slammet hämtades in på morgonen inför varje försök från den sista anoxa zonen (zon 3:3, ibland zon 3:2) i linje 1 på bio-C, Kungsängsverket. Avloppsvatten hämtades från inloppet till linje 1.

Nitratkväve doserades genom tillsats av NaNO₃-lösning med koncentration 10 000 mg NaNO₃/L, motsvarande en nitratkvävekoncentration på 1 648 mg NO₃-N/L. Eftersträvad koncentration sattes till 25 mg NO₃-N/L. Slammets initiala nitrathalt beaktades genom att analysera nitratkvävehalten inför varje försök, vilket sedan användes som indata vid beräkning av erforderlig dos NaNO₃-lösning med Ekv. 3-1 (härläds i Bilaga C).

$$V_{\text{NaNO}_3} = \frac{C_{\text{mål}}V_{\text{mål}} - C_{\text{slam}}V_{\text{SN}}}{C_{\text{NaNO}_3} - C_{\text{slam}}} \quad \text{Ekv. 3-1}$$

V_{NaNO_3} = beräknad dos NaNO₃-lösning;

$C_{\text{mål}}$ = eftersträvad koncentration NO₃-N (25 mg N/L);

$V_{\text{mål}}$ = slutlig volym försöksmedia (2L);

C_{slam} = uppmätt initialhalt av NO₃-N i slam;

V_{SN} = sammanlagd volym av slam och NaNO₃-lösning;

C_{NaNO_3} = koncentration NO₃-N i NaNO₃-lösningen.

Näringslösningen blandades av Uppsala Vattens interna laboratorium enligt rekommenderad sammansättning (Smolders et al. 1994, se Loosdrecht et al. 2016):

- 107 mg/L NH₄Cl → 28,02 mg N/L
- 90 mg/L MgSO₄*7H₂O
- 14 mg/L CaCl₂*2H₂O
- 36 mg/L KCl (KH₂PO₄) → 8,194 mg P/L

Näringsdosen bestämdes utifrån ett antagande om lämpligt förhållande mellan COD, totalkväve och totalfosfor, COD:N:P. Lämpliga näringsförhållanden varierar mellan olika system men anges generellt som BOD:N:P = 100:5:1 (Svenskt Vatten 2021b). På Kungsängsverket mäts TOC vilket antogs representera BOD, och med en omvandlingsfaktor COD/TOC = 3,3 (Uppsala Vatten 2021) sattes förhållandet till COD:N:P = 300:5:1 (se Bilaga C). Härvid antogs även att fosfor var det begränsande näringsämnet. Önskad fosforkoncentration bestämdes då till 0,67 mg P/L (DEN.CHE.1) respektive 0,23 mg P/L (DEN.CHE.2). Fosfor ingår dock inte i den rekommenderade sammansättningen (punktlista ovan) av Loosdrecht et al. (2016). För att inkludera fosfat ersattes kaliumklorid (KCl) med

kaliumdivätefosfat (KH_2PO_4) vilket låg till grund för beräknad dos (Tabell 9). Under försök II och III användes dock näringslösning med KCl enligt ursprunglig sammansättning på grund av att en ny näringslösning (av misstag) levererades utan fosfat. Samma näringsdos användes vid alla tre försök för att inte förändra övriga dosförhållanden, trots att fosfat alltså uteblev från näringslösningen i försök II och III. Att bibehålla övriga dosförhållanden antogs innebära minst avvikelse från metoden som helhet.

Kolkällorna doserades för att uppnå en startkoncentration på 200 mg COD/L (DEN.CHE.1) respektive 70 mg COD/L (DEN.CHE.2), se Tabell 9. COD-bidrag från slammet beaktades däremot inte.

Tabell 9. Beräknade doser av komponenter som tillsattes batcherna.

Komponent	Dos (ml)	
	DEN.CHE.1	DEN.CHE.2
Aktivt slam	1 800	1 200
NaNO_3 -lösning	25-27*	27-28*
Näringslösning	163	57
Kolkälla		
etanol	0,24	
Brenntapplus VP1	0,40	
Dextrandrank	3,85	
RTP-vätska	0,92	
Sackaroslösning	0,44	
Avloppsvatten		700

*Beroende på uppmätt initial nitrathalt i slammet.

3.1.3 Försöksuppställning

Reaktorn (batchen) utgjordes av en 2L glascylinder och försöksmediet hölls omblandat med magnetomrörare (Figur 7-8). Anoxa förhållanden eftersträvades genom att försluta batcherna med plastfolie som tejpades fast runt toppen av cylindern. För att den frekventa provtagningen inte skulle störa rådande syreförhållanden placerades en plastslang i respektive batch genom vilken prov togs ut med engångssprutor. Mellan provtagningstillfällena förslöts änden på slangen med tejp (Figur 8). Lösningar och kolkälla doserades via pipett eller tratt.

Termometer och pH-stickor användes för att följa upp temperatur och pH i försöksmediet. Ingen aktiv temperatur- eller pH-justering gjordes.



Figur 7. Försökupställning med förberett material. På bilden syns tre batcher (2L-glas cylindrar) på varsin magnetomrörare, provflaskor i plast, kärl för rengöring, lådor med nylonfilter (0,45 μm porvidd), engångssprutor och diverse utrustning.



Figur 8. Batch med tillhörande utrustning. Bilden är tagen under ett av försöken med Brenntaplus VP1.

3.1.4 Genomförande av denitrifikationstest

I detta avsnitt återges genomförandet av denitrifikationstestet översiktligt, för mer detalj hänvisas till försöksplanen (Bilaga C).

Försöken inleddes med 30 minuters stabilisering av uppmätt slam. Under tiden analyserades slammets nitrathalt för bestämning av NaNO_3 -dosering, och ett slamprov togs ut från återstoden av inhämtat slam för att skickas till externt laboratorium för analys av TS och GR. Temperaturen avlästes kontinuerligt i en av batcherna under försöket och antogs gälla alla tre batcher. pH mättes i inhämtat slam vid uppstart och i respektive batch vid avslutandet av försöket.

När 30 minuter passerat startades testerna upp. Test av extern kolkälla startades genom att tillsätta NaNO_3 -lösning, medan test av avloppsvatten startades genom att tillsätta NaNO_3 -lösning, näringslösning och avloppsvatten. Efter tillsats av ovan nämnda komponenter togs det första provet ut ($t = 0$ min) och därefter togs prover löpande enligt framtaget provtagningsprotokoll, se Bilaga B. Under testets första 30-60 min togs prover ut var 10:e minut, därefter var 15:e minut och i slutet var 30:e minut. För varje test togs totalt 15 prov från batcher med extern kolkälla och 12 prov från batch med avloppsvatten. Uttagna prover filtrerades genom kaffefilter och sprutfilter av nylon med $0,45 \mu\text{m}$ porvidd. Filtrerade prov fördes över i uppmärkta provflaskor som förvarades kylda fram till analys.

Försöken med extern kolkälla inleddes med en 30 min lång endogen fas vilket innebar att kolkälla och näring tillsattes först 30 min in i testet. Vid test av avloppsvatten tillsattes alla komponenter i början och därmed gjordes ingen distinktion mellan endogen och exogen fas. Då nitrat- och nitritkvävehalterna inte kunde mätas i realtid definierades försökens start- och slutpunkter utifrån bestämda tidsintervall i stället för när $\text{NO}_x\text{-N}$ var uttömt.

3.1.5 Analys av kemiska parametrar

Suspenderad substans (SS) och volatil suspenderad substans (VSS) ingår som standardparametrar i DEN.CHE.1-2 men kunde inte analyseras. Därför användes TS som approximation för SS vilket stämmer ifall mängden lösta ämnen är försumbar (Balmér, 2015) och GF (differens mellan TS och GR) som approximation för VSS. Torrsubstans (TS) och glödrest (GR) analyserades av ett externt laboratorium enligt svensk standard (SS 28113, metod W-LOI550).

Övriga parametrar, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, COD, $\text{NH}_4\text{-N}$ och $\text{PO}_4\text{-P}$, analyserades på plats med DR3900 RFID-spektrofotometer (Hach Lange). För dessa analyser användes LCK-kyvetter med tillhörande manualer från Hach Lange (Tabell 10). Under försök II analyserades dock inte nitrit i alla prov på grund av att kyvetter saknades. Analys av COD involverade värmning av kyvetterna vid 148°C i 2 timmar, i värmeblock Hach LT200.

Tabell 10. Kyvetter som användes för analyser genomförda på plats.

Parameter	Beteckning kyvett	Mätområde (mg/L)
NO ₃ -N	LCK 339; LCK 340	0,23-13,5; 5-35
NO ₂ -N	LCK 341	0,015-0,6
COD	LCK 214	0-1000
NH ₄ -N	LCK 305; LCK 303	1-12; 2-47
PO ₄ -P	LCK 349; LCK 348	0,05-1,5; 0,5-5,0

3.1.6 Databehandling

Data från försöken användes för att bestämma följande parametrar:

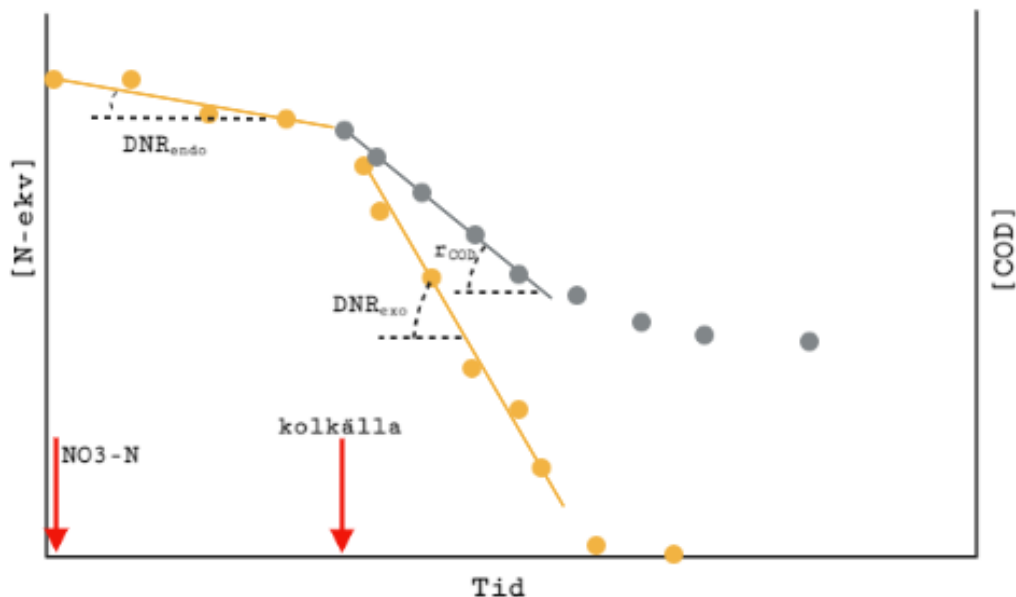
- Reduktionsgrad (%)
- Specifik denitrifikationshastighet (mg N/g VSS, h)
- COD/N-kvot (g COD/g N)
- Utbyteskoefficient (g COD/g COD)

Dessa parametrar togs fram som medelvärden med standardavvikelse från triplikat. För att beräkna ovan nämnda parametrar bestämdes endogen och exogen denitrifikationshastighet samt förbrukningshastighet av COD. Därutöver användes analysdata för att upptäcka eventuella effekter såsom fosforsläpp eller nitritackumulering samt för att utvärdera mikroorganismernas näringstillgång. Reduktionsgraden beräknades för nitratkväve och kväveekvivalenter (Ekv. 3-2) genom att dividera differensen mellan initial kvävekoncentration (vid tillsats av kolkälla) och kvävekoncentration vid försökets avslutande, med initial kvävekoncentration.

Loosdrecht et al. (2016) definierar denitrifikationshastigheten i termer av kväveekvivalenter, vilket är en viktad summa av nitrat- och nitritkoncentrationen, se Ekv. 3-2.

$$[N_{\text{ekv}}] = [\text{NO}_3\text{-N}] + 0,6 \cdot [\text{NO}_2\text{-N}] \quad \text{Ekv. 3-2}$$

Endogen och exogen denitrifikationshastighet bestämdes för externa kolkällor genom linjär regression av både NO₃-N och N-ekv över tid (Figur 9). Den endogena fasen pågick från testets början (vid tillsats av NaNO₃-lösning) tills kolkällan adderades. Den exogena fasen antogs börja gälla från och med tillsats av kolkälla och pågå tills nitrathalten närmast sig noll, eller tills en tydlig utplaning i COD-koncentration kunde observeras. För avloppsvatten antogs hela försökstiden motsvara en exogen fas då kolkällan (avloppsvatten) tillsattes vid uppstart och ingen tydlig utplaning i COD-kurvan observerades under testet.



Figur 9. Typdiagram med kurvor över kväveekvivalenter (gult) och COD-koncentration (grått) över tid. Röda pilar markerar tillsats av nitratkväve respektive kolkälla. Endogen och exogen denitrifikationshastighet (DNR_{endo} och DNR_{exo}) representeras av lutningen på kurvan över [N-ekv] före respektive efter koltillsats. Förbrukningshastigheten av COD (r_{COD}) representeras av lutningen på kurvan över [COD] under den exogena fasen. Figur inspirerad av Loosdrecht et al. (2016).

Specifika denitrifikationshastigheter (SDNR) beräknades med Ekv. 3-3, på basis av NO_3-N och N-ekv. Då startprovet på VSS togs direkt från inhämtat slam bestämdes $[VSS_0]$ med hänsyn till slammets utspädning med övriga tillsatser i batchen.

$$SDNR = 60 \cdot \frac{DNR_{exo} - DNR_{endo}}{[VSS_0]} \quad \text{Ekv. 3-3}$$

$SDNR$ = specifik denitrifikationshastighet (mg N/g VSS, h);
 DNR_{exo} = exogen denitrifikationshastighet (mg N/L, min);
 DNR_{endo} = endogen denitrifikationshastighet (mg N/L, min);
 $[VSS_0]$ = startkoncentration VSS (g VSS/L).

Vidare beräknades temperaturkompenserade SDNR för etanol med Ekv. 3-4, härledd från Arrhenius ekvation. Temperaturkoefficienten, θ , sattes till 1,1 enligt Christensson et al. (1994). Temperaturkompensationen gjordes för att ge en indikation om temperaturens inverkan och möjliggöra en bredare jämförelse mot litteraturvärden.

$$SDNR_T = SDNR_{20} \cdot \theta^{T-20} \quad \text{Ekv. 3-4}$$

$SDNR_T$ = specifik denitrifikationshastighet (mg N/g VSS, h) vid en viss temperatur T ($^{\circ}C$);
 $SDNR_{20}$ = specifik denitrifikationshastighet (mg N/g VSS, h) vid $T = 20$ $^{\circ}C$;
 θ = temperaturkoefficient för kolkällan (Metcalf & Eddy 2003).

COD/N-kvoter bestämdes på basis av NO₃-N och N-ekv med Ekv. 3-5. Start- och slutkoncentrationer på COD och NO₃-N antogs motsvara uppmätta värden vid början och slutet av den exogena fasen.

$$\text{COD/N} = \frac{[\text{COD}_{\text{start}}] - [\text{COD}_{\text{slut}}]}{[\text{N}_{\text{start}}] - [\text{N}_{\text{slut}}]} \quad \text{Ekv. 3-5}$$

$\text{COD/N} = \text{COD/N-kvot (g COD/g N)}$;

$[\text{COD}_{\text{start}}] = \text{startkoncentration COD, vid koltillsats (mg COD/L)}$;

$[\text{COD}_{\text{slut}}] = \text{slutkoncentration COD, vid testets avslutande (mg COD/L)}$;

$[\text{N}_{\text{start}}] = \text{startkoncentration N, vid koltillsats (mg N/L)}$;

$[\text{N}_{\text{slut}}] = \text{slutkoncentration N, vid testets avslutande (mg N/L)}$.

Utbyteskoefficienten Y_{anox} bestämdes med Ekv. 3-6 för de externa kolkällorna (men inte för avloppsvatten).

$$Y_{\text{anox}} = 1 - 2,86 \cdot \frac{\text{DNR}_{\text{exo}} - \text{DNR}_{\text{endo}}}{r_{\text{COD}}} \quad \text{Ekv. 3-6}$$

$Y_{\text{anox}} = \text{anox utbyteskoefficient (g COD/g COD)}$;

$2,86 = \text{teoretisk COD/N-kvot vid denitrifikation (mg COD/mg N)}$;

$\text{DNR}_{\text{exo}} = \text{exogen denitrifikationshastighet (mg N/L, min)}$;

$\text{DNR}_{\text{endo}} = \text{endogen denitrifikationshastighet (mg N/L, min)}$;

$r_{\text{COD}} = \text{förbrukningshastighet av COD (mg COD/L, min)}$.

För att följa upp eventuella effekter på ammonium- och fosfatkoncentrationer beräknades massbalanser baserat på uppmätt halt vid testets start och slut samt tillsatt näringslösning, se Ekv. 3-7. Härvid antogs att försöksmediets volym i batchen minskade med 40 ml för varje provtagningstillfälle. För batchen med avloppsvatten räknades tillsatt näring in i den första analyserade halten av NH₄-N och PO₄-P eftersom näring tillsattes vid testets start. För de externa kolkällorna togs hänsyn till att näring tillsattes senare under testet.

$$m_{\text{slut}} - m_{\text{start}} - m_{\text{tillsats}} = \Delta m \quad \text{Ekv. 3-7}$$

Om differensen (massan i högerledet) har ett negativt värde har motsvarande mängd av ämnet förbrukats på något sätt. Är värdet positivt har motsvarande mängd producerats. Vid en påtaglig förbrukning av näringsämnet antogs assimilering i biomassa utgöra en försumbar del. En minskning av ammoniumkväve antogs därmed huvudsakligen bero på nitrifikation.

För att jämföra massbalansen mellan olika batcher där koncentrationen av näringsämnen skilde sig åt (gäller främst jämförelse mellan avloppsvatten och externa kolkällor), uppskattades en procentuell differens med Ekv. 3-8.

$$\Delta m_{\%} = \frac{\Delta m}{m_{\text{start}} + m_{\text{tillsats}}} \cdot 100\% \quad \text{Ekv. 3-8}$$

3.2 Doseringsbehov och kostnader

För att bedöma vilken effekt en kolkälla skulle ha på denitrifikationen vid fullskalig tillämpning (frågeställning 2) samt vilka kostnader som uppkommer av att implementera en kolkälla i fullskala (frågeställning 3) behöver erforderliga mängder av respektive kolkälla uppskattas. Detta gjordes med utgångspunkt i nuvarande process på bio-C enligt avsnitt 2.4.1.

3.2.1 Uppskattning av doseringsbehov

Doseringsbehovet av respektive kolkälla uppskattades baserat på följande information och antaganden:

- Doseringen av kolkälla sker i zon 3:3 i alla linjer på bio-C;
- Produktionsmålet om < 4,8 mg NO₃-N/L gäller utgående vatten från biosteget (nitrathalten antas vara konstant genom resten av Kungsängsverkets reningssteg);
- Ökningen i nitratkvävehalt mellan zon 3:3 och utgående vatten antas ha samma absolutvärde även då denitrifikationen i zon 3:3 förbättras genom tillsats av kolkälla;
- Mängden nitratkväve som behöver reduceras baseras på uppmätta nitratkoncentrationer i linje 3 vid nio mättillfällen under 2021-2022;
- Uppmätta nitratkoncentrationer i linje 3 antas vara representativa för alla linjer och multipliceras ett årsmedelflöde för bio-C.

Vid två av dessa provtagningstillfällen var den uppmätta ökningen i nitrathalt högre än produktionsmålet, vilket innebär att målet inte uppnås även om allt nitratkväve skulle reduceras i zon 3:3. Vid dessa tillfällen beräknades reduktionsbehovet utifrån att allt nitratkväve behövde reduceras i zon 3:3.

Doseringsbehovet av respektive kolkälla ($V_{\text{kolkälla}}$, m³ kolkälla/år) beräknades med Ekv. 3-9.

$$V_{\text{kolkälla}} = \frac{N_{\text{red}} \cdot \text{COD}/N}{[\text{COD}_{\text{kolkälla}}]} \quad \text{Ekv. 3-9}$$

$V_{\text{kolkälla}}$ = dos kolkälla (m³ kolkälla/dygn);

N_{red} = reduktionsbehov (kg N/dygn);

COD/N = COD/N-kvot för specifik kolkälla (kg COD/kg N);

$[\text{COD}_{\text{kolkälla}}]$ = COD-koncentration för specifik kolkälla (kg COD/m³ kolkälla).

Som indata användes COD-koncentration i respektive kolkälla, erhållna COD/N-kvoter i laboratorieförsök samt reduktionsbehov av nitratkväve (N_{red}) som beräknades med Ekv. 3-10. Indatavärden på metanol hämtades från Methanol Institute (u.å.) (Tabell 1).

$$N_{\text{red}} = [\text{NO}_3 - \text{N}] \cdot Q \quad \text{Ekv. 3-10}$$

N_{red} = reduktionsbehov (kg N/dygn);

$[\text{NO}_3 - \text{N}]$ = koncentration nitratkväve som överskrider produktionsmålet (kg N/m³);

Q = årsmedelvärde på flödet som behandlas i bio-C (m³/dygn).

Under 2020 uppgick inkommande flöde till ca 49 400 m³/dygn, varav ungefär 49 % behandlades på C-blocket (Uppsala Vatten, 2021). Årsmedelflödet på bio-C, Q, uppskattades därför till 24 200 m³/dygn.

3.2.2 Kostnadskalkyl

Baserat på uppskattade doseringsbehov av respektive kolkälla gjordes en beräkning på vilka kostnader som är förknippade med metanol, etanol och Brenntaplus VP1. De industriella kolkällorna inkluderades inte i kostnadsanalysen då en eventuell affärsmässig plan inte är framtagen i dagsläget.

Kostnaderna uttrycktes i kostnad per reducerad mängd nitratkväve (kr/kg N-red) för att ge en indikation om pris i förhållande till kolkällornas reningseffektivitet. Årliga kostnader beräknades utifrån en uppskattad årsmedelförbrukning för respektive kolkälla. Prisuppgifter erhöles från kontakt med leverantörer och gäller för det andra kvartalet år 2022. Prisförslaget för metanol baseras på en leverans av 20 m³ metanol till Kungsängsverket. För agroetanol används ett literpris som angavs oberoende av levererad totalvolym. För Brenntaplus VP1 gäller priset en ungefärlig årsförbrukning på 200 m³.

Nyckeltalet *kr/kg COD* bestämdes med Ekv. 3-11 utifrån angivna bulkpriser samt kolkällans COD-koncentration.

$$\text{kr/kg COD} = \frac{\text{kr/m}^3}{\text{kg COD/m}^3} \quad \text{Ekv. 3-11}$$

Utifrån detta beräknades nyckeltalet *kr/kg N-red* med COD/N-kvoter (på NO₃-N-basis) erhållna i laborieförsök (etanol och Brenntaplus VP1) samt litteratur (metanol), se Ekv. 3-12:

$$\text{kr/kg N}_{\text{red}} = \text{kr/kg COD} * \text{kg COD/kg N}_{\text{red}} \quad \text{Ekv. 3-12}$$

3.3 Multikriterieanalys

För att jämföra kolkällorna genomfördes en enkel variant av multikriterieanalys (MKA) baserat på erhållna resultat i försöken samt inhämtade uppgifter från litteraturstudien. Metanol utvärderades enbart utifrån uppgifter från litteraturstudien. Analysen är tänkt att ge en översiktlig bild av kolkällornas egenskaper och bör ses som ett vägledande beslutsstöd eller diskussionsunderlag, inte ett slutgiltigt val. För att betona detta har ingen poängsättning eller viktning gjorts, vilket ofta ingår i multikriterieanalyser. Det bör också påpekas att flera kriterier överlappar med varandra, såsom klimatpåverkan och kostnader för transporter.

3.3.1 Kriterier

Kriterierna som låg till grund för jämförelsen definierades utifrån fyra utvalda kategorier (Tabell 11). Bland kriterierna pekades några ut som prioriterade av Uppsala Vatten. Kriterierna är formulerade för att täcka in samtliga frågeställningar. Frågeställning 4, som inte behandlats i tidigare moment, bedöms under kriterierna för hållbarhet. Drift, rening och arbetsmiljö berör frågeställning 1 och 2, medan

frågeställning 3 berörs av de ekonomiska kriterierna. Kriterierna samlades i en matris (se avsnitt 4.3 samt Bilaga D) där kolkällorna färgkodades baserat på hur de bedömts under respektive kriterium. Bedömningen gjordes genom att kriterievis sätta kolkällornas prestanda i relation till varandra.

Tabell 11. Listade kategorier och kriterier som användes vid jämförelse av kolkällorna. Uppsala Vattens prioriterade kriterier anges i kursivt.

Hållbarhet	Drift och rening	Ekonomi	Arbetsmiljö
<i>Klimatpåverkan</i>	<i>Reningseffektivitet*</i>	<i>Kostnad per</i>	ATEX-klassning
<i>Cirkulär ekonomi</i>	Tillvänjningstid	<i>reducerad mängd</i>	Toxicitet vid hantering
	<i>Processpåverkan</i>	<i>NO₃-N (kr/g N-red)</i>	
	<i>Tillgång</i>	Prisstabilitet	
	Doseringsbehov	Övriga kostnader	

*Med utgångspunkt denitrifikationshastigheter och COD/N-kvoter erhållna från försök.

Klimatpåverkan utvärderades med avseende på om kolkällan är av fossilt ursprung samt uppskattade transportbehov. Cirkulär ekonomi definierades i detta fall utifrån kolkällans produktionssätt (om kolkällan är nyproducerad eller en restprodukt). Såväl produktionssätt som transportbehov beror av vilken leverantör som väljs, där alternativa leverantörer kan vara aktuella för metanol och etanol.

En samlad bedömning av reningseffektivitet gjordes baserat på resultat av försöken samt litteraturvärden, med huvudsaklig utgångspunkt i uppmätta denitrifikationshastigheter. Processpåverkan syftar på slamproduktion (kopplat till utbyteskoefficienten) samt på uppmätta eller rapporterade tendenser till nitritackumulation, fosforsläpp eller liknande påverkans effekter under tillsats av olika kolkällor. Även lättflyktiga ämnens tendens att evaporera beaktades. Tillgången avser möjligheten att tillgodose doseringsbehovet för respektive kolkälla, det vill säga om kolkällan kan införskaffas i den kvantitet som krävs.

Den ekonomiska jämförelsen baserades på uppgifter från kontakt med möjliga leverantörer samt rapporterade prisbilder i litteraturen. I dagsläget saknas prisuppgifter på restprodukterna och en modell för eventuellt samarbete mellan den lokala industrin och Kungsängsverket är ännu inte bestämd. Därför har en relativ bedömning gjorts utifrån de faktorer som kan tänkas påverka prisbilden, där aspekter som prisstabilitet och övriga kostnader inkluderats. Övriga kostnader syftar på tänkbara utgifter till följd av förmodade behov av säkerhetsåtgärder eller energiförbrukning. Till exempel kommenteras behovet av uppvärmd lagring alternativt energikrävande pumpning av de sockerrika kolkällorna (dextrandrank och sackaroslösning) samt säkerhetsåtgärder vid tillämpning av metanol och etanol.

4 RESULTAT

4.1 Laborieförsök

Under samtliga försök uppmättes en generell temperaturökning under testets gång, från i genomsnitt 13,3 °C vid uppstart till 15,4 °C vid avslut. Lägsta respektive högsta uppmätta temperatur var 11,9 °C (starttemperatur) respektive 15,9 °C (sluttemperatur). Generellt sett var temperaturen under försök I och II något högre än vid försök III (Tabell 12). Särskilt vid det tredje testet av avloppsvatten, etanol och Brenntaplus, var temperaturen lägre. Under dessa försök (III) erhöles de lägsta exogena denitrifikationshastigheterna (se avsnitt 8.2, Bilaga A). pH varierade mellan ca 7-8 under samtliga försök, och en viss ökning (ej statistiskt säkerställd) observerades under testförloppet. Mellan kolkällorna observerades ingen tydlig skillnad i påverkan på pH.

Tabell 12. Tidsviktade medeltemperaturer under respektive försök.

Försök	Tidsviktad medeltemperatur, °C	
	Test: avloppsvatten, etanol, Brenntaplus	Test: industriella restprodukter
I	14,4	14,9
II	14,4	14,6
III	12,6	14,1

Utfällning observerades i vissa COD-kyvetter efter kokning (Figur 10), bland annat i prov med sackaros.



Figur 10. Förmodad utfällning i en av COD-kyvetterna (LCK 214).

4.1.1 Reduktionsgrad av kväve & COD

Den högsta procentuella kvävereduktionen uppnåddes med RTP-vätskan (Tabell 13), där nitratkoncentrationen minskade med 99 % under försök I-II och med 98 % under försök III. Med etanol uppnåddes 99 % nitratreduktion vid två av tre försök, men en lägre reduktion (96 %) i det tredje försöket gav ett lägre medelvärde. Kväveekvivalenterna minskade i princip lika mycket som nitratkoncentrationen för RTP-vätska och etanol. Brenntaplust gav 82 % medelreduktion av både nitrat och kväveekvivalenter men reduktionsgraden varierade mellan 65 % (försök III) och 92 % (försök II). Dextrandrank gav högre reduktion av nitrat (73-92 %, medelvärde 86 %) än av kväveekvivalenter (68-87 %, medelvärde 79 %). Med sackaros uppnåddes en reduktion av nitrat och kväveekvivalenter på 67 % respektive 47 %. Lägst reduktion erhöles med avloppsvatten på 43 % respektive 44 %. Den procentuella COD-förbrukningen var generellt lägre än kvävereduktionen (Tabell 13). Högst medelförbrukning uppmättes för dextrandrank (50 %) och lägst för avloppsvatten (12 %).

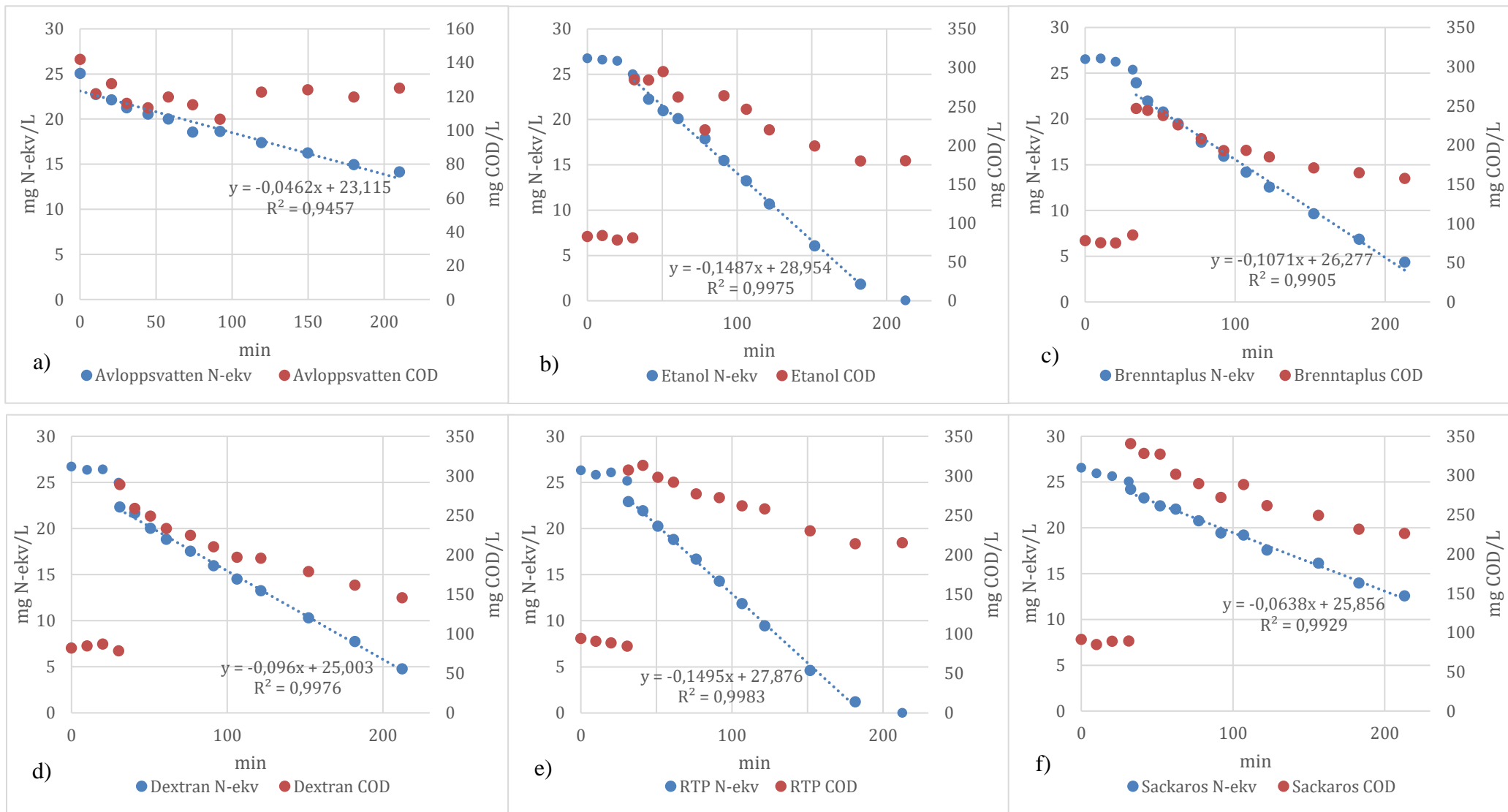
Tabell 13. Procentuell reduktion av NO₃-N, N-ekv och COD som medelvärde från triplikat. Kolkällorna är rangordnade från högst till lägst reduktion av kväveekvivalenter. Maximal uppmätt reduktion anges inom parentes.

Kolkälla	Reduktion, %		
	NO ₃ -N	N-ekv	COD
RTP-vätska	98 (99)	98 (99)	30 (32)
Etanol	97 (99)	97 (99)	37 (39)
Brenntaplust VPI	82 (92)	82 (92)	36 (44)
Dextrandrank	86 (92)	79 (87)	50 (56)
Sackaroslösning	67 (74)	47 (51)	34 (45)
Avloppsvatten	43 (49)	44 (49)	12 (19)

4.1.2 Denitrifikationshastigheter

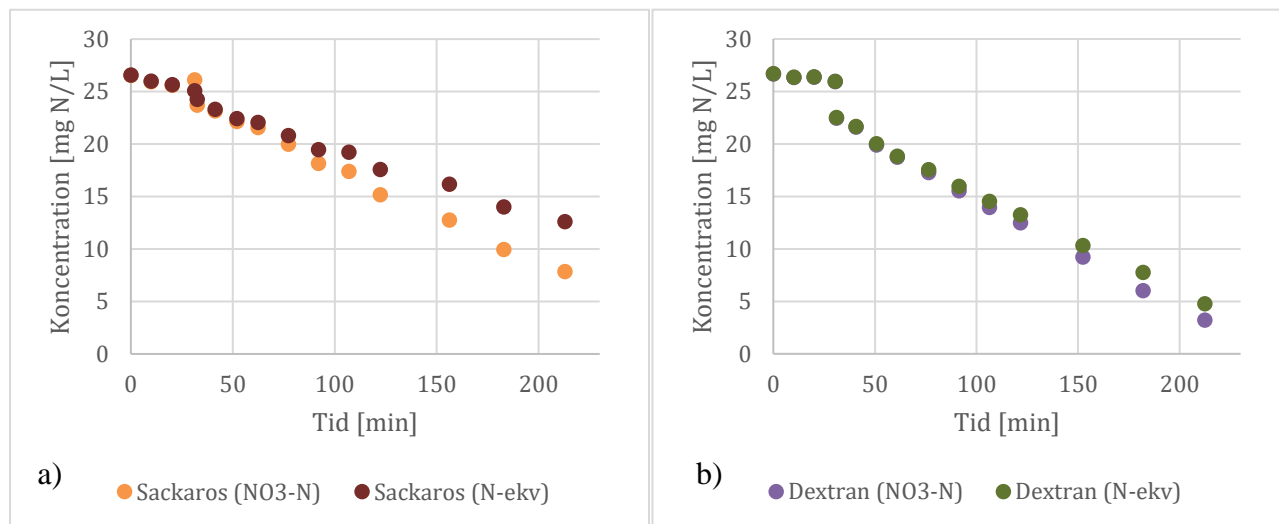
Högst genomsnittlig DNR_{exo} erhöjls med RTP-vätska på 0,1495 mg N-ekv/L, min och näst högst med etanol på 0,1487 mg N-ekv/L, min (Figur 11). Bland externa kolkällor uppnåddes den lägsta exogena hastigheten med sackaros (0,0638 mg N-ekv/L, min). Med avloppsvatten uppnåddes lägst DNR_{exo} (0,0462 mg N-ekv/L, min).

Kvävereduktionen följde en linjär trend för samtliga kolkällor (Figur 11), medan COD-koncentrationen var något mindre linjäranpassad. Erhållna R^2 -värden från linjär regression av nitrat över tid varierade mellan 0,98-0,99 utan någon tydlig skillnad mellan kolkällorna, med undantag för avloppsvatten där R^2 varierade mellan 0,88-0,97 för både nitrat och kväveekvivalenter (avsnitt 8.2, Bilaga A). Förbrukningen av COD (innan eventuell utplaning) följde en något mindre linjär trend, med R^2 -värden inom 0,82-0,94 för Brenntaplus, dextrandrank och sackaros; 0,86-0,98 för RTP-vätska och 0,58-0,81 för etanol. COD-analyserna i prov från test med avloppsvatten uppvisade stor spridning (Figur 11a) utan någon tydlig linjär trend mellan koncentration och tid ($R^2 = 0,17-0,34$). En tydlig utplaning i COD-koncentration observerades endast för etanol (Figur 11b) och RTP-vätska (Figur 11e), vilket sammanföll med låga kvävekoncentrationer vid testets slut. Startkoncentrationerna av COD (vid tillsats av kolkälla) varierade mellan olika försök (spridning av samtliga COD-värden redovisas i Bilaga A). Medelvärdet av initial COD-koncentration skilde sig även åt mellan kolkällorna (Figur 11), där batchen med sackaros låg på 341 mg COD/L som medelvärde vid tillsats (Figur 11f), vilket var högst bland kolkällorna. Lägsta medelvärde vid start uppmättes för Brenntaplus på 247 mg COD/L (Figur 11c).



Figur 11. Medelkoncentrationer från triplikat av kväveekvivalenter (N-ekv) och COD över tid, för a) avloppsvatten, b) etanol, c) Brenntaplus, d) dextranrank, e) RTP-vätska och f) sackaroslösning. Linjär regression redovisas för N-ekv under den exogena fasen (motsvarar exogen denitrifikationshastighet). Observera att skalan på sekundär lodrät axel i diagrammet med avloppsvatten (a) skiljer sig åt från övriga kolkällor (b-f). Röd pil markerar tidpunkten för tillsats av kolkälla.

Hos fyra av kolkällorna (avloppsvatten, etanol, Brenntaplus VP1, RTP-vätska) uppmättes låga nitritkoncentrationer (<1 mg NO₂-N/L) vilket medförde liknande värden på parametrar som beräknats på basis av NO₃-N och N-ekv (se Ekv. 3-2). För sackaroslösningen hade distinktionen mellan NO₃-N och N-ekv en tydlig inverkan på resultatet (Figur 12a), på grund av att nitritkoncentrationen ökade i samtliga försök. Även i test med dextrandrank uppmättes en viss ökning av nitrit vilket gav utslag på resultatet beroende på hur parametern beräknades (Figur 12b). Effekten var dock inte lika stor på dextrandrank som för sackaros.



Figur 12. Medelvärden från triplikat över uppmätta nitratkvävehalter samt kväveekvivalenter för a) sackaros och b) dextrandrank.

RTP-vätskan genererade högst SDNR i försöken, följt av etanol (Tabell 14). Hos avloppsvatten, etanol, Brenntaplus och RTP-vätska observerades ingen tydlig skillnad mellan SDNR på basis av NO₃-N och N-ekvivalenter. För sackaros erhöles genomsnittliga hastigheter på basis av NO₃-N och N-ekv på 1,02 respektive 0,48 mg N/g VSS, h. För dextrandrank erhöles en skillnad på 1,52 respektive 1,32 mg N/g VSS, h.

Tabell 14. Medelvärden av specifika denitrifikationshastigheter (SDNR) med standardavvikelse från triplikat, samt intervall över uppmätta SDNR. Kolkällorna är rangordnade från högst till lägst SDNR.

Kolkälla	SDNR (mg NO ₃ -N/g VSS, h)		SDNR (mg N-ekv/g VSS, h)	
	Medel	Intervall	Medel	Intervall
RTP-vätska	2,58 ± 0,17	2,34 - 2,72	2,58 ± 0,17	2,33 - 2,71
Etanol	2,37 ± 0,24	2,14 - 2,70	2,38 ± 0,24	2,11 - 2,69
Brenntaplus VP1	1,72 ± 0,21	1,51 - 2,01	1,74 ± 0,22	1,54 - 2,04
Dextrandrank	1,52 ± 0,24	1,18 - 1,74	1,32 ± 0,21	1,02 - 1,51
Avloppsvatten	1,38 ± 0,058	1,30 - 1,42	1,39 ± 0,054	1,31 - 1,43
Sackaroslösning	1,02 ± 0,21	0,75 - 1,26	0,48 ± 0,22	0,20 - 0,72

Temperaturkompenserade SDNR med etanol (Tabell 15) genererade nästan dubbelt så höga värden jämfört med vad som beräknades vid rådande försökstemperatur.

Tabell 15. Icke-temperaturkompenserade samt temperaturkompenserade SDNR med etanol.

Etanol	SDNR (mg NO ₃ -N/g VSS, h)	SDNR (mg N-ekv/g VSS, h)
Rådande temperatur (13,8 °C)	2,37 ± 0,24	2,38 ± 0,24
Tempkomp (20 °C)	4,33 ± 0,81	4,35 ± 0,79

4.1.3 COD/N-kvoter

Lägst COD/N-kvot beräknades för avloppsvatten. Bland externa kolkällor erhöles lägst COD/N-kvot med etanol tätt följt av RTP-vätska (Tabell 15). Värdet för Brenntaplus låg i ungefär samma storleksordning som COD/N-kvoten för RTP-vätska och etanol, medan dextran och sackaros genererade väsentligt högre värden. Beroende på om kvoten baseras på NO₃-N eller N-ekv har dextrandrank respektive sackaros den högsta kvoten.

Tabell 16. Medelvärden och standardavvikelse av beräknade COD/N-kvoter. Kolkällorna är rangordnade från lägst till högst COD/N-kvot på basis av NO₃-N.

Kolkälla	COD/NO ₃ -N (g COD/g N)	COD/N-ekv (g COD/g N)
Avloppsvatten	2,31 ± 0,16	2,30 ± 0,16
Etanol	4,37 ± 0,13	4,37 ± 0,13
RTP-vätska	4,38 ± 0,32	4,38 ± 0,32
Brenntaplus VP1	4,69 ± 1,17	4,67 ± 1,16
Sackaroslösning	7,22 ± 0,13	10,19 ± 0,02
Dextrandrank	7,38 ± 0,84	8,00 ± 0,86

4.1.4 Utbyte

Lägst utbyteskoefficient beräknades för RTP-vätskan och näst lägst för etanol (Tabell 17). Standardavvikelsen för etanol och RTP-vätskan är dock relativt hög. Högst utbyteskoefficient beräknades för sackaroslösningen.

Tabell 17. Medelvärden och standardavvikelse av beräknade utbyteskoefficienter (Y_{anox}), på basis av N-ekv och $\text{NO}_3\text{-N}$. Kolkällorna är rangordnade från lägst till högst Y_{anox} .

Kolkälla	Y_{anox} (N-ekv) (g COD/g COD)	Y_{anox} ($\text{NO}_3\text{-N}$) (g COD/g COD)
RTP-vätska	$0,43 \pm 0,10$	$0,43 \pm 0,09$
Etanol	$0,48 \pm 0,13$	$0,51 \pm 0,13$
Brenntapplus VP1	$0,52 \pm 0,09$	$0,52 \pm 0,08$
Dextrandrank	$0,72 \pm 0,02$	$0,68 \pm 0,02$
Sackaroslösning	$0,89 \pm 0,05$	$0,76 \pm 0,06$

4.1.5 Näringsförhållanden

Enligt beräknad massbalans minskade ammoniumhalten i samtliga batcher, under alla försök (Tabell 18). Ammoniumreduktionen var i absoluta tal störst i försöken med avloppsvatten. Den procentuella minskningen var störst med etanol och minst med avloppsvatten. Minskningen av ammoniumkväve varierade inom ca 28 - 54 %, och i absoluta tal inom ca 3-5 mg $\text{NH}_4\text{-N}$.

Fosfatmängden ökade i nästan alla försök (Tabell 18), förutom i test med avloppsvatten där fosfatmängden minskade i både absoluta och procentuella tal. Ökningen var som störst för sackaros och näst störst för dextrandrank. Under försök II ökade fosfatmängden i test med sackaros drygt 20 gånger från start till slut.

Tabell 18. Beräknade medelvärden på absolut och procentuell massökning av $\text{NH}_4\text{-N}$ och $\text{PO}_4\text{-P}$ under försöken.

Kolkälla	Δm		Δm	
	mg $\text{NH}_4\text{-N}$	%	mg $\text{PO}_4\text{-P}$	%
Avloppsvatten	- 8,60	- 27,8	- 0,10	- 16,3
Etanol	- 5,31	- 54,1	- 0,09	+ 24,0
Brenntapplus VP1	- 3,94	- 39,6	+ 0,64	+ 274
Dextrandrank	- 4,69	- 51,5	+ 3,28	+ 988
RTP-vätska	- 4,54	- 49,8	+ 0,01	+ 25,3
Sackaros	- 3,02	- 33,8	+ 3,50	+ 1 146

4.2 Fullskalig implementering

4.2.1 Doseringsbehov

För de externa kolkällorna blev det beräknade doseringsbehovet, uttryckt som m^3 kolkälla/år, lägst för etanol och högst för dextrandrank (Tabell 19). Doseringsbehovet av metanol, etanol och Brenntaplus underskred 200 m^3 /år, medan sackaroslösningen och RTP-vätskan uppgick till 320 respektive 400 m^3 /år.

Tabell 19. Uppskattade doseringsbehov uttryckt i volym kolkälla per år (avrundade värden). Kolkällorna är rangordnade från lägst till högst uppskattat doseringsbehov.

Kolkälla	m^3 kolkälla/år
Etanol	106
Metanol	153*
Brenntaplus VP1	188
Sackaroslösning	320
RTP-vätska	404
Dextrandrank	2 852
Avloppsvatten	464 200

*Beräknat på växelkurs från euro till SEK, 10 juni 2022.

4.2.2 Kostnads kalkyl

Kostnaden per reducerad mängd nitratkväve (kr/kg N-red) blev väsentligt lägre för metanol jämfört med etanol och Brenntaplus (Tabell 20). Med detta nyckeltal beräknades högst kostnad för Brenntaplus (39,9 kr/kg N-red).

Tabell 20. Kostnads kalkyl över bulkpriser, kr per COD-innehåll, kr per reducerad mängd nitratkväve och kr per år för metanol, etanol och Brenntaplus VP1.

Kolkälla	kr/ m^3	kr/kg N-red	kr/år
Metanol	335	1,27	51 128
Etanol	13 000	34,2	1 375 423
Brenntaplus VP1	8 509	39,9	1 603 877

4.3 Multikriterieanalys

Resultatet av multikriterieanalysen presenteras nedan som färgkarta (Tabell 21). För kommenterad version, se Bilaga D.

Metanol, som är giftigt och oftast en fossilprodukt, bedömdes ge större (negativ) miljöpåverkan än övriga kolkällor. Metanolens långa tillvänjningstid ger lägre driftsflexibilitet och dess brandfarliga och toxiska egenskaper innebär risker i arbetsmiljön. Kostnadsuppskattningen tyder på att metanol är det billigaste alternativet i drift (kr/kg reducerat kväve). Volatila marknadspriser och kostnader för säkerhetsåtgärder medför dock viss ekonomisk osäkerhet. Tillgången bedöms som god i allmänhet, för fossilfria varianter något mindre god. Etanol bedömdes vara bättre än metanol ur ett hållbarhetsperspektiv och försöksresultat visar på hög effektivitet. Driftskostnaden med agroetanol (kr/kg reducerat kväve) uppskattades som hög. Etanol bedömdes liksom metanol vara utsatt för marknadspriser och medföra risker i arbetsmiljön. Brenntapplus bedömdes som ”medel” eller ”bättre” under de flesta kriterierna. Driftskostnaden uppskattades vara den högsta bland jämförda kolkällor och Brenntapplus bedömdes inte bidra till kriteriet för cirkulär ekonomi på grund av kommersiell nyproduktion.

Bedömningen av dextrandrank och sackaroslösning resulterade i samma färgkodning förutom under kriteriet doseringsbehov, där högre dosering uppskattades för dextrandrank. I egenskap av restprodukter och sockerlösningar bedömdes dessa kolkällor som miljömässigt hållbara samt harmlösa vid hantering. Baserat på försöksresultat bedömdes dextrandrank och sackaros som mindre fördelaktiga vad gäller effektivitet och processpåverkan. Då underlag för driftskostnad och tillvänjningstid saknas för restprodukterna bedömdes inte dextrandrank och sackaros under dessa kriterier.

RTP-vätskan påvisade hög effektivitet i laboratorieförsöken och som restprodukt bedömdes kolkällan som ett miljömässigt hållbart alternativ. I processen finns viss risk för evaporation. Konsekvenser för arbetsmiljön och övriga kostnader är osäkra men dessa kriterier bedömdes som ”medel” då hantering av RTP-vätskan antogs vara mindre riskfylld än av de rena alkoholerna. Tillgången bedömdes också som ”medel” i och med geografisk närhet, även om tillräckliga volymer fortsatt är ett frågetecken. RTP-vätskan har liksom dextrandrank och sackaros inte bedömts med avseende på driftskostnad och tillvänjningstid.

Tabell 21. Färgkarta över resultat av jämförande analys, där grönt = bättre, gult = medel och röd = sämre egenskaper i förhållande till övriga kolkällor. Där uppgifter saknas har fältet lämnats vitt. Prioriterade kriterier har kursiverats.

Kriterier	Metanol	Etanol	Brennta- plus VP1	Dextran- drank	RTP- vätska	Sackaros- lösning
<i>Klimat</i>						
<i>Cirkulär ekonomi</i>						
<i>Effektivitet</i>						
Tillvänjningstid						
<i>Process- påverkan</i>						
<i>Tillgång</i>						
Doserings- behov						
<i>kr/kg N-red</i>						
Prisstabilitet						
Övriga kostnader						
Arbetsmiljö						

5 DISKUSSION

5.1 Försöksförhållanden

Vid utvärdering av försöksresultaten observerades vissa typiska beteenden hos respektive kolkälla, vilket visar på att försöken var reproducerbara och att resultaten gav en god bild av kolkällornas funktion i förhållande till varandra, även om brister i testutförandet kan påtalas. De tillämpade försöksmetoderna anpassades efter den utrustning som fanns att tillgå och skiljer sig därför i vissa avseenden från metoderna som beskrivs i Loosdrecht et al. (2016). Exempelvis mättes inte koncentrationen löst syre (DO) vilket gör det svårare att dra slutsatser kring vilka förhållanden som egentligen rådde under försöken. Därmed går det inte att fastställa om kolkällornas maximala potential uppnåddes. Uppmätta pH-värden var få och svårtolkade vilket också begränsar uttolkningen av resultaten. En viss ökning i pH kunde dock observeras vilket förväntas enligt teorin (avsnitt 2.1.3). Med tanke på betydelsen av lokala förhållanden såsom temperatur, pH, slamkvalitet och avloppsvattnets karaktär, är erhållna värden trovärdiga i en svensk kontext. Med det sagt är den säkraste jämförelsen den som görs sinsemellan kolkällor under ett och samma försök.

Beräknade värden på de specifika, temperaturkompenserade denitrifikationshastigheterna med etanol var som väntat högre än icke-kompenserade värden på SDNR (Tabell 15). Då optimal temperatur för mikrobiell aktivitet generellt är högre än drifts-temperaturen vid svenska reningsverk (Svenskt Vatten 2021b) är det rimligt att anta att högre temperaturkompenserade hastigheter hade beräknats även för de andra kolkällorna, om rätt data funnits för detta. Det väsentliga är hur temperaturen slår mot de olika kolkällornas potential eftersom det har betydelse för processtabiliteten vid en fullskalig tillämpning. Annars är egentligen temperaturen som rådde under försöken mer representativ för biosteget på Kungsängsverket. Under det tredje försöket uppmättes något lägre temperatur i slammet, särskilt i försöket med avloppsvatten, etanol och Brenntaplus (Tabell 12). För samtliga kolkällor var också den exogena denitrifikationshastigheten som lägst i försök III (avsnitt 8.2, Bilaga A). I försök III uppnåddes dock den högsta specifika denitrifikationshastigheten med etanol och den nästa högsta med RTP-vätska. Att höga SDNR erhöles trots låga exogena hastigheter kan förklaras av att VSS-koncentrationen var lägre i det tredje försöket, samt att nitratkoncentrationen var något högre vid tidpunkten då kolkällorna tillsattes. Eftersom flera faktorer inverkar på SDNR är det svårt att avgöra temperaturens betydelse för denna parameter, men temperaturen tycks alltså ha påverkat den exogena denitrifikationshastigheten.

Enligt erhållna resultat minskade massan av ammonium i alla batcher, under alla försök, med ca 30-50 %. Mikrobiell assimilering av ammoniumkväve kan ha svarat mot en del av denna minskning, upp till ca 30 % (Svenskt Vatten 2021b), men förbrukningen skulle också kunna indikera att viss nitrifikation ägt rum, vilket i så fall innebär att fullständigt anoxa förhållanden inte uppnåddes i batcherna. Metoden som beskrivs av Loosdrecht et al. (2016) är utformad för att testa den maximala denitrifikationshastigheten vid tillsats av en specifik kolkälla vilket bland annat förutsätter anoxa förhållanden. Då försöken genomfördes likadant för alla kolkällor bör denna felkälla inte påverka jämförelsen mellan kolkällorna. Det kan däremot vara en förklaring till varför denitrifikationshastigheterna som uppmättes med etanol (Tabell 14) var

lägre än nästan alla referensvärden (Tabell 2). Bland de externa kolkällorna observerades störst minskning av ammonium för etanol, som ändå var en av de mest effektiva kolkällorna. Om minskningen i huvudsak beror av nitrifikation tycks detta inte ha påverkat den relativa effekten jämfört med övriga kolkällor. Möjligen kan bättre resultat ha uppnåtts med etanol jämfört med övriga kolkällor om anoxa förhållanden existerat i samtliga batcher.

Vid analys av COD observerades en högre variation i uppmätta värden jämfört med analyser av kvävekomponenter. Den minst linjäranpassade COD-förbrukningen erhöles för etanol (se avsnitt 4.1.2), vilket är intressant då variationen eventuellt kan bero på etanolens flyktighet (Ingfeldt 2020). Ett sätt att utesluta en sådan felkälla kan vara att späda etanolen före tillsats. Utfällningen som observerades i några av kyvetterna (Figur 10) kan ha orsakat en överskattning av COD-koncentrationen och eventuellt bidragit till den spridning som observerades. Analyserna utfördes med kyvett LCK 214 som är fri från kvicksilver, vars funktion är att binda in klorid för att undvika att klorid oxideras och orsakar en överskattning av COD-värdet (Balmér 2015). Enligt produktdatabladet för kyvett LCK 214 kan utfällning förekomma om kloridhalten överstiger 100 mg/L (Hach Lange, 2016). Klorid tillsattes under försöken via näringslösningen som NH_4Cl samt $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ men detta bör bara ha bidragit till en koncentration på ca 6 mg/L. Innehåll av klorid i avloppsvattnet och slammet under försöket är okänt då kloridhalter inte mäts i biostegen. Däremot ligger uppmätta kloridhalter i utgående vatten (efter alla reningssteg) på 150-190 mg/L. Därmed är det möjligt att kloridhalten i slammet var så pass hög att den orsakade utfällning under analysen. Det är också möjligt att andra liknande ämnen kan ha bidragit till utfällningen.

COD-koncentrationerna var generellt högre vid tillsats av kolkälla än vad som eftersträvades vid doseringen. Att COD-halten i slammet inte beaktades kan vara en orsak, men även mellan kolkällorna varierade startkoncentrationen av COD vilket eventuellt kan ha påverkat resultaten. Enligt Loosdrecht et al. (2016) kan en alltför hög COD-koncentration vara hämmande för mikroorganismerna, och det kan konstateras att sackaros låg högre i uppmätt COD-halt än övriga kolkällor. Å andra sidan rapporterade Fernández-Nava et al. (2010) att nitritackumulering med en sockerrik kolkälla inträffade då doseringen av kolkälla var låg i förhållande till kvävemängd, motsvarande en doserad COD/N-kvot på 5-5,5. Nitrit ackumulerades inte vid en dosering av 6-6,5 g COD/g N i studien av Fernández-Nava et al. (2010). I aktuella laboratorieförsök uppgick doserad COD/N-kvot till 11-16 g COD/g $\text{NO}_3\text{-N}$ för sackaros. Den observerade nitritackumuleringen i aktuella försök kan därmed inte förklaras av att dosen kolkälla var för låg, enligt resonemang av Fernández-Nava et al. (2010).

En tydlig utplaning i COD-koncentrationen var sällsynt vilket förklaras av att nitratkoncentrationen i de flesta försöken inte hann reduceras så pass att COD-förbrukningen avtog. Sambandet mellan uttömda nitrater och en utplaning i COD-koncentration var som tydligast i försök med RTP-vätska (Figur 11e) och etanol (Figur 11b), åtminstone i försök I-II då nitrathalten hann gå ner till nära noll (Bilaga A). COD-koncentrationen planade ut vid en högre koncentration än initialkoncentrationen i slammet, vilket bekräftar att kolkällan fanns i sådan mängd att den inte var begränsande.

Ingen tydlig koppling kunde göras mellan fosfortillgång och denitrifikationshastighet. Ingfeldt (2020) fann att effekten av Brenntaplust var mindre påverkad av fosfortillsats jämfört med etanol, men i aktuella försök uppnåddes högst hastighet med etanol under försök III då fosfat inte tillsattes. Erhållna resultat pekar snarare på ökad tendens till fosforsläpp vid användning av de sockerrika kolkällorna dextrandrank och sackaroslösning. Det är intressant att notera att samma kolkällor som genererade ökade fosfathalter också orsakade högst ackumulering av nitrit, där sackaros gav mest avvikande värden i båda fallen.

Från försökspiloten i Henriksdal (Andersson et al. 2021b) rapporteras fosforsläpp vid tillämpning av Brenntaplust motsvarande 5 g P/kg VSS, h. En direkt jämförelse med erhållna resultat förutsätter att fosfathaltens ökning uppskattas i samma enhet vilket inte gjorts i detta arbete, men det kan konstateras att fosfatökningen under tillsats av Brenntaplust endast uppgick till ungefär en fjärdedel av motsvarande ökning med dextrandrank och sackaros. Ökningen av fosfat med Brenntaplust var i sin tur ca 10 gånger högre än ökningen som observerades för etanol och RTP-vätska. Andersson et al. (2021a) förklarar fosforsläpp med att mikroorganismer från den biologiska fosforavskiljningen, som ingår i den nämnda pilotstudien, var aktiva i samma system som de denitrifierande bakterierna. Vid tillgång till volatila fettsyror (VFA) kan fosforackumulerande organismer avge fosfor under anoxa förhållanden, vilket tros ha skett då ättiksyra (en VFA) tillsattes som kolkälla. Då biologisk fosforavskiljning inte ingår i reningskedjan på Kungsängsverket är det dock svårt att dra paralleller från ovan nämnd mekanism till de ökade fosfathalter som observerades i försöken. Men som Andersson et al. (2021a) också konstaterar doseras förhållandevis mycket kolkälla i laboratorieförsök, jämfört med vad som skulle doseras i fullskala. Möjligen kan lägre doser i fullskala innebära mindre bieffekter i form av fosforsläpp, eller annan inhibition till följd av höga COD-halter enligt Loosdrecht et al. (2010).

5.2 Denitrifikationseffektivitet

I allmänhet förekommer stor variation i litteraturvärdena på denitrifikationsparametrar. De värden som erhållits på denitrifikationshastigheter i detta projekt (Tabell 14) är relativt låga i förhållande till den helhetsbild som ges i litteraturen (Tabell 1-4), men samtidigt bekräftas temperaturkompenserade denitrifikationshastigheter med etanol (Tabell 15) av tidigare försök som utförts i Henriksdal av Andersson et al. (2021b). Vidare kan försöksresultaten bekräfta vissa beteenden hos kolkällorna, såsom nitritackumulering med sockerrika kolkällor (Fernández-Nava et al. 2010) och fosforsläpp med Brenntaplust (Andersson et al. 2021b) (även om de sockerrika kolkällorna orsakade betydligt högre fosforsläpp i aktuella försök).

RTP-vätskans höga reduktion med avseende på nitrat och kväveekvivalenter ligger i linje med tidigare studier på acetat och etanol (Fu et al. 2022), studier på RTP-vätska har dock inte gjorts tidigare. Att snarlika resultat erhöles för RTP-vätska och etanol är inte oväntat då RTP-vätskan också innehåller etanol. För RTP-vätskan beräknades ett högre medelvärde av SDNR än för etanol, men det har inte gått att fastställa huruvida hastigheterna är signifikant olika och ett statistiskt test av tre värden ansågs inte vara motiverat. Med en mer frekvent provtagning kan skillnader mellan likvärdiga kolkällor eventuellt preciseras, men troligen skulle en sådan åtgärd endast bidra marginellt till helhetsbedömningen av kolkällorna.

För Brenntaplus finns begränsat med data i litteratur att jämföra med. De COD/N-kvoter som bestämdes för Brenntaplus var högre än vad som framkommit i litteraturen, men underlaget för jämförelse är osäkert. I pilotstudien av Andersson et al. (2021a), där Brenntaplus ingick, anges generellt låga COD/N-kvoter vilket tros bero på att avloppsvatten bidrog med en fraktion lättillgängligt kol som konkurrerade med de testade kolkällorna. I samma studie framhålls att värdena bör jämföras internt snarare än mot litteratur. COD/N-kvoten 3,0 angiven av Adolfsson (2017) kommenteras med att värdet kan "nära mycket nära" 3,0 g COD/g N, vilket kan tolkas som att optimerade förhållanden krävs och att högre värden är sannolika, särskilt med slam som inte är acklimatiserat till Brenntaplus.

Brenntaplus och dextrandrank uppvisade vissa likheter med avseende på reningseffektivitet och denitrifikationshastighet. Dextrandrankens resultat påverkades dock tydligt av nitritackumulering (Figur 12b) vilket skiljer kolkällorna åt. För Brenntaplus iaktogs en svag ökning av nitrit men till skillnad från dextrandrank kulminerade nitritkoncentrationen ungefär i mitten av försöket, för att sedan gå nedåt mot slutet av försöket (avsnitt 8.2, Bilaga A). Möjligen kan innehållet av sackarider ha bidragit till beteendet hos Brenntaplus, med tanke på den nitritackumulering som erhöles med de sockerrika kolkällorna. Då sammansättningen i Brenntaplus är specifikt framtagen för denitrifierande bakterier verkar det också rimligt att denitrifikationen uppvisar en högre stabilitet.

Dextrandrankens uppmätta SDNR var högre än för avloppsvatten och lägre än för Brenntaplus. Beaktas standardavvikelsen ligger dock dextrandrank i samma storleksordning som både avloppsvatten och Brenntaplus. Vidare tyder COD/N-kvoten på en låg effektivitet där dextrandrank hade högst COD/NO₃-N av samtliga kolkällor och näst högst COD/N-ekv-kvot, men även där med en relativt hög standardavvikelse. Den höga COD/N-kvoten gav i kombination med den lägsta COD-koncentrationen ett större uppskattat doseringsbehov av dextrandrank. Utbytet var högst med sackaros och dextrandrank, vilket stämmer överens med litteraturen där sockerrika kolkällor rapporteras generera hög slamproduktion (Fernández-Nava et al. 2010; Fu et al. 2022).

En fasindelning av hastigheten hos mer komplext sammansatta kolkällor (de industriella restprodukterna) kunde inte bekräftas i dessa försök. Istället följde kvävereduktionen en linjär trend under hela försökstiden för alla kolkällor. Fernández-Nava et al. (2010) som rapporterar om tre linjära faser utförde försök under längre tid (6 timmar), så det är möjligt att samma mönster hade observerats i aktuella försök om försökstiden varit längre.

Resultaten som erhöles vid test av avloppsvatten kan ses som en referens till övriga kolkällor samt en indikation på hur denitrifikationen på bio-C fungerar i dagsläget. Resultaten bekräftar att avloppsvatten, trots den lägre COD-doseringen, bidrar till denitrifikation vilket kan förväntas då avloppsvatten utgör källan till kol i nuvarande aktivslamprocess. Trots ett ganska otydligt samband mellan COD-förbrukning och kvävereduktion i försök med avloppsvatten (avsnitt 8.2, Bilaga A), går det att konstatera en ökad denitrifikationshastighet (ca 3-4 gånger högre) jämfört med den endogena hastigheten.

5.3 Implementering i fullskala

Hur väl resultat i laboratorieskala representerar processen i fullskala beror av skalbarheten i den tillämpade metoden. Som tidigare nämnts syftar utförda denitrifikationstester till att undersöka den maximala potentialen hos kolkällorna (Loosdrecht et al. 2016), inte till att simulera effekter av kolkälla i rådande process. Uppskattade doseringsbehov och kostnader utifrån försöksresultat och antaganden om fullskalig implementering bör därför tolkas försiktigt. Andersson et al. (2021a; 2021b) erhöll till exempel högre COD/N-kvoter i laboratorieförsök än i pilotförsök på grund av annorlunda dosering i laboratoriemiljö samt närvaro av avloppsvatten i pilotskala. Även Ingfeldt (2020) utförde försök i laboratorie- och pilotskala, där resultaten tycks ha varierat. Framtida försök i fullskala, likt det som utfördes med Brenntaplust på Kungsängsverket 2009 (avsnitt 2.3.3), skulle kunna användas för att utvärdera skalbarheten i aktuella försöksresultat.

Vissa slutsatser kan dras kring hur kolkällorna kan komma att påverka processen i fullskala, till exempel tyder det höga utbytet som beräknades för dextrandrank och sackaros (Tabell 17) på högre slamproduktion. Faktorer som är svårare att bedöma baserat på erhållna resultat är bland annat känsligheten med avseende på pH och temperatur, samt tendens till evaporation hos etanol och förmodligen även RTP-vätska. Påverkan på biomassans sammansättning har heller inte undersökts, vilket kan antas vara särskilt relevant vid dosering av metanol (Carlsson & Hallin 2003). Mikrofloran kan också vara av intresse vid tillsats av Brenntaplust, då Ingfeldt (2020) resonerar kring risken att en alltför diversifierad biomassa kan innebära mindre effektiv denitrifikation.

Hur en implementering görs på bästa sätt bör också utredas, där exempelvis styrningsstrategier för dosering och vissa miljöförhållanden (såsom alkalinitet och syrehalt) kan anpassas för att optimera effekten av tillsatt kolkälla. Vidare finns en rad praktiska frågor kring distribuering och logistik som kan påverka driftskostnader och arbetsmiljö. Erforderlig dosering av restprodukterna uppskattades vara högre än av de konventionella kolkällorna (Tabell 19), där lösningar för distribution och lagerhållning kan avgöra huruvida en implementering är gångbar i fullskala.

I försöken som utfördes på Kungsängsverket 2009 konstaterades en hög dosering av Brenntaplust vara nödvändig för att erhålla en mätbar effekt på kvävereduktionen. Det kommenteras dock att doseringsbehovet troligen inte är särskilt representativt för potentialen hos Brenntaplust, utan snarare en konsekvens av dåvarande processegenskaper med en redan välfungerande kväveavskiljning. I aktuella resultat uppskattades Brenntaplust medföra ett högre doseringsbehov än metanol och etanol, men tydligt lägre än de testade restprodukterna. Om tidigare erfarenheter från fullskala stämmer finns risk att doseringen av restprodukterna behöver vara mycket hög om de tillsätts i nuvarande process på Kungsängsverket. Volymtillgången på restprodukterna är i dagsläget inte helt klarlagd och bör därför utredas vidare, särskilt för RTP-vätska som presterade bättre än dextrandrank och sackaros.

Vad gäller uppskattade kostnader är metanol betydligt billigare i drift än etanol vilket stämmer överens med vad som återges i litteratur (Nikolic & Sundin 2006; Cherchi et al. 2009; US EPA

2013). Den högre kostnaden för Brenntaplus jämfört med etanol bekräftas av Ingfeldt (2020). Storleken på prisskillnaden har dock inte bekräftats i litteraturen. En osäkerhet gällande metanol är att COD/N-kvoten hämtats från litteratur, till skillnad från värdena på etanol och Brenntaplus som bestämdes baserat på försöksresultat. Högre kostnader till följd av säkerhetsåtgärder vid hantering av metanol (Cherchi et al. 2009) är inte heller inkluderade. Jämfört med vad som rapporterades av Fu et al. (2022) och Ingfeldt (2020) är kostnaden för etanol något högre i aktuella resultat. Det är möjligt att den testade etanolen (AgroSustanol 100) är dyrare än jämförbara etanolprodukter på marknaden och angivna bulkpriser var också högre för agroetanolen än vad som tidigare rapporterats för etanol från svenska reningsverk (Svenskt Vatten 2021c). Vidare är bulkpriserna som ligger till grund för kalkylen angivna på varierande grunder (avsnitt 3.2.2) vilket medför viss osäkerhet. En viktig kommentar i detta sammanhang är att priserna under första halvan av 2022 har ökat och varit relativt instabila på grund av omvärldsläget, vilket kan tänkas slå hårdare mot de konventionella kolkällorna. Vid ett eventuellt samarbete mellan Uppsala Vatten och industrin som tillhandahåller restprodukter kan kostnaden troligen frikopplas från världsmarknaden i högre utsträckning.

5.4 Jämförelse och bedömning

Multikriterieanalysen baserades på erhållna försöksresultat och litteratur och därmed tillför resultatet av analysen egentligen inget nytt mer än en översiktlig bild av kolkällorna. När de prioriterade kriterierna betraktas framträder RTP-vätskan som den mest fördelaktiga kolkällan, men kostnader och tillgängliga volymer inte fortfarande inte klarlagda (Tabell 21 samt Bilaga D). Kostnaden för RTP-vätska är en fråga för framtida samarbete mellan aktuell industri och Uppsala Vatten. I egenskap av restprodukt kan RTP-vätskan potentiellt sett vara ekonomiskt fördelaktig, åtminstone jämfört med den mest likvärdiga kolkällan etanol. Tillgången på RTP-vätska behöver dock, som tidigare nämnts, utredas vidare.

Huruvida jämförelsen ger en samlad bild är delvis en fråga om hur kriterierna valts ut och formulerats. Som tidigare nämnts kan vissa kriterier överlappa och därmed kan en viss aspekt tillskrivas större betydelse än någon annan. Ambitionen har varit att jämföra kolkällorna brett och en perfekt avvägning mellan olika aspekter är inte rimlig att förvänta. Exempelvis observerades en ofullständig denitrifikation med sackaros vilket villkorar övriga rapporterade parametrar för denna kolkälla. Baserat på försöksresultaten är sackaros inte lämplig som kolkälla. Om detta antas stämma även i fullskala är det inte särskilt intressant att till exempel arbetsmiljöaspekten värderas som god eller att kostnaden är låg. Summeringen av antalet gröna eller gula rutor (Tabell 21) riskerar då ge en felaktig bild. Den primära funktionen hos kolkällan bör vara att den ska fungera som kolkälla. Om fler alternativa kolkällor uppfyller det grundläggande villkoret kan ytterligare aspekter lyftas in för att jämföra alternativen.

Jämförelsen av kolkällorna begränsas också av att färgskalan bara tilldelades tre grader (grön, gul och röd). Under vissa kriterier har egenskaper hos någon kolkälla avvikit från övriga kolkällor, till exempel den låga kostnaden för metanol eller det höga doseringsbehovet av dextrandrank. I dessa lägen har storleksordningen på värdena spelat in i hur kolkällan bedömts. I andra fall graderades kolkällorna likadant men av olika anledning, till exempel graderades samtliga kolkällor utom etanol som gula under kriteriet tillgång. Tillgången på fossil metanol

antas vara större än tillgången på fossilfria varianter, där en fossilfri produkt föredras av Uppsala Vatten. Gällande restprodukterna kvarstår vissa frågetecken kring vilka kvantiteter som kan tillhandahållas, särskilt med tanke på att doseringsbehoven är höga. Fördelar med användning av restprodukter representeras kanske främst av kriteriet cirkulär ekonomi, men även klimatpåverkan. Frågan om resurseffektivitet skulle kunna utredas mer för att skapa ytterligare incitament för användning av lokala restprodukter. Beroende på vilken policy som drivs skulle det också kunna finnas ett egenvärde i att hitta synergier mellan olika aktörer på lokal nivå.

Vad gäller klimatpåverkan är kunskapen om utsläpp kopplade till kolkällornas produktion, transport och användning begränsad. Det är enkelt att stanna vid frågan om kolkällan är av fossilt ursprung eller ej, men detta täcker såklart inte in hela bilden av ett klimatavtryck. Med det sagt är bedömningen som gjorts i jämförelsen ytterst förenklad och uttrycker snarare en förväntad klimatpåverkan. Något som inte alls beaktas i detta arbete är till exempel påverkan på emissioner av växthusgaser från fullskalig process.

6 SLUTSATSER

Syftet med detta arbete var att utvärdera olika kolkällors potential till förbättrad denitrifikation samt att teoretiskt undersöka konsekvenser av en fullskalig implementering i nuvarande kväverenningsprocess på Kungsängsverket. Satsvisa laboratorieförsök samt litteraturstudier genomfördes för att undersöka kolkällorna metanol (enbart behandlad i litteratur), etanol, Brenntaplus VP1, dextrandrank (restprodukt), RTP-vätska (restprodukt), sackaroslösning (restprodukt) samt försedimenterat avloppsvatten. Försöken genererade reproducerbara resultat och gav en god uppfattning om kolkällornas respektive egenskaper. Resultaten visade på en fördelaktig och likartad denitrifikationseffektivitet hos RTP-vätska och etanol. Beräknade värden på denitrifikationshastighet, COD/N-kvot och utbyteskoefficient indikerar hög effektivitet och låg slamproduktion hos RTP-vätska och etanol. Likheten kan förklaras av liknande innehåll, men RTP-vätskans lägre COD-innehåll medför ett större doseringsbehov.

De sockerrika kolkällor som testades, dextrandrank (fruktoslösning) och sackaroslösning, visade tydliga tendenser till nitritackumulering och orsakade förhöjda halter fosfat. Denitrifikationspotentialen begränsades dessutom av lägre hastighet och höga COD/N-kvoter. Dextrandrank gav något bättre resultat med avseende på kinetiska parametrar, men dess uppskattade doseringsbehov var mycket högt till följd av en hög COD/N-kvot i kombination med lågt COD-innehåll. Vidare bestämdes höga utbyteskoefficienter och doseringsbehov för dessa kolkällor vilket sammantaget gör dem mindre lämpliga med avseende på renings-effektivitet, processkompatibilitet och drift. Dessa kolkällor har en fördel i att de, liksom Brenntaplus VP1, inte kräver särskilda säkerhetsåtgärder. Hanteringen kan dock vara besvärlig på andra sätt, då mer energikrävande pumpning och eventuellt uppvärmd lagring kan behövas.

Metanol uppskattades ge lägst driftskostnad, men omges i stället av högre säkerhetskrav vilket kan innebära högre investeringskostnader. Etanol och Brenntaplus var enligt uppskattning betydligt dyrare i drift, där högst kostnad uppskattades för Brenntaplus. Denna kolkälla är däremot mer harmlös vad gäller säkerhet och arbetsmiljö. Kostnaden för de industriella restprodukterna kunde inte bestämmas men antas bero av hur ett eventuellt samarbete mellan Uppsala Vatten och aktuell industri utformas. Doseringsbehovet uppskattades vara högre med de industriella restprodukterna generellt, vilket förutsätter lämpliga lösningar för distribution och lagerhållning för att en fullskalig implementering ska vara gångbar.

De industriella restprodukterna är potentiellt fördelaktiga med avseende på klimat- och miljö-påverkan samt cirkulär ekonomi. Förmodligen är de också fördelaktiga ur ett ekonomiskt perspektiv. Två av restprodukterna, dextrandrank och sackaros, kan dock inte rekommenderas baserat på aktuella resultat. RTP-vätskan ligger därmed bra till inför vidare utvärdering. De frågor som kvarstår kring implementering av denna restprodukt rör behov av säkerhetsåtgärder samt om tillgången motsvarar doseringsbehoven.

7 REFERENSER

Adolfsson, S.E. (2017). Brenntag Nordic AB, powerpointpresentation: ”Brenntaplus VP1 – Jämförelser mellan Etanol, Metanol & Ättiksyra”.

Akunna, J.C, Bizeau, C., Moletta, R. (1994). Nitrate and nitrite reductions with anaerobic sludge using various carbon sources: Glucose, glycerol, acetic acid, lactic acid and methanol, *Water Research*, vol. 27 (8) ss. 1303-1312. DOI: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(93\)90217-6](https://doi.org/10.1016/0043-1354(93)90217-6).
(<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0043135493902176>)

Andersson, S.L., Westling, K., Andersson, S., Karlsson, J., Narongin, M., Carranza Munoz, A., Bornold, N., Baresel, C. (2021a). Long term trials with membrane bioreactor for enhanced wastewater treatment coupled with compact sludge treatment - pilot Henriksdal 2040, results from 2020. *IVL Svenska Miljöinstitutet: Rapport B 2425*, ISBN 978-91-7883-305-4.

Andersson, S.L., Westling, K., Karlsson, J., Narongin, M., Carranza Munoz, A. (2021b). Long term trials with membrane bioreactor for enhanced wastewater treatment coupled with compact sludge treatment - pilot Henriksdal 2040, results from 2019. *IVL Svenska Miljöinstitutet: Rapport B 2409*, ISBN 978-91-7883-252-1.

Antoniou, P., Hamilton, J., Koopman, B., Jain, R., Holloway, B., Lyberatos, G., Svoronos, S.A. (1990). Effect of temperature and ph on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria. *Water Research*, vol. 24 (1), ss: 97-101, ISSN 0043-1354. DOI: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(90\)90070-M](https://doi.org/10.1016/0043-1354(90)90070-M)

Æsøy, A., Ødegaard, H., Bach, K., Pujol, R. & Hamon, M. (1998). Denitrification in a packed bed biofilm reactor (BIOFOR) – Experiments with different carbon sources. *Water Research*, vol. 32 (5), ss. 1463-1470. DOI: [10.1016/S0043-1354\(97\)00358-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00358-8)

Balmér, P. (2015). Parametrar för organiskt material i avloppsvatten och slam och något om deras användning. *Svenskt Vatten Utveckling*, rapport nr 2015-11. Bromma: Svenskt Vatten AB.

Bernat, K., Wojnowska-Baryła, I., Dobrzyńska, A. (2008). Denitrification with endogenous carbon source at low C/N and its effect on P(3HB) accumulation. *Bioresource Technology*, vol. 99 (7), ss. 2410-2418. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.05.008>.

Brenntag Nordic AB (2013). *Brenntaplus VP1*. [Produktdatablad]. Täby: Brenntag Nordic AB.

Carl Roth GmbH (2021a). Ättiksyra $\geq 99\%$, för syntes. [Säkerhetsdatablad]. Version 3.0. sv. Tillgänglig: <https://www.carlroth.com/medias/SDB-7332-SE-SV.pdf?context=bWFzdGVyfHNIY3VyaXR5RGF0YXNoZWV0c3wzMzQzNTh8YXBwbGljYXRpb24vcGRmfHNIY3VyaXR5RGF0YXNoZWV0cy9oNGIvaDNjLzkwMzk0MjY1NTE4MzgucGRmfGFjYTkzMzE1NDM5NDM5MzEzNDMxNTI1NDM1MTI1NGMwZGJiZDVlM2VmMmVhODM4Y2RhZWFiZGI0Y2U5Y2I3NGI> [2022-06-07]

Carl Roth GmbH (2021b). 2-Propanol 70 %, USP. [Säkerhetsdatablad]. Version: GHS 2.1 en. Tillgänglig: <https://www.carlroth.com/medias/SDB-3510-AU-EN.pdf?context=bWFzdGVyfHNIY3VyaXR5RGF0YXNoZWV0c3wyNjY1OTZ8YXBwbGljYXRpb24vcGRmfHNIY3VyaXR5RGF0YXNoZWV0cy9oNzZlMzE1NDM5NDM5MzEzNDMxNTI1NDM1MTI1NGMwZGJiZDVlM2VmMmVhODM4Y2RhZWFiZGI0Y2U5Y2I3NGI>

[DI2MDYxZTM4ZDIzYjI5ZDFIYWE2YTMvNzY4MzVhOGVjMDcxMzIxZWl3Yjk0MzYzZWl3NGFmNzQ2ODMwYTkwNmE](#) [2022-06-07]

Carlsson, B. & Hallin, S. (2003). Reglerteknik och mikrobiologi i avloppsreningsverk. *VA-Forsk*, Rapport nr 27 2003. Svenskt Vatten AB, ISBN: 91-89182-91-X.

Cappai, G., Carucci, A., Onnis, A. (2004). Use of industrial wastewaters for the optimization and control of nitrogen removal processes. *Water Science Technology*, vol. 50 (6): ss. 17-24. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0354>

Cederlöf, K. (2016). Naturvårdsverkets föreskrifter om rening och kontroll av utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse. *Naturvårdsverkets författningssamling*, NFS 2016:6. ISSN 1403-8234. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/lagar-och-regler/foreskrifter-och-allmannarad/2016/nfs-20166/> [2022-05-29]

Cherchi, C., Onnis-Hayden, A., El-Shawabkeh, I. & Gu, A.Z. (2009). Implication of Using Different Carbon Sources for Denitrification in Wastewater Treatments. *Water Environment Research*, vol. 81 (8), ss. 788-799. DOI: <https://doi.org/10.2175/106143009X12465435982610>

Christensson, M., Lie, E. & Welander, T. (1994). A comparison between ethanol and methanol as carbon sources for denitrification. *Water Science & Technology*, vol. 30 (6), ss. 83-90. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.1994.0255>

Davis, M.L. (2020). *Water and Wastewater Engineering: Design Principles and Practice*, Second Edition. ISBN: 9781260132274. McGraw-Hill Companies, Inc.

deBarbadillo, C., Carrio, L., Mahoney, K., Anderson, J., Passarelli, N., Streett, F., Abraham, K. (2002). Practical Considerations for Design of a Step-Feed Biological Nutrient Removal System. *Proceedings of the Water Environment Federation*, vol. 2000 (11): ss. 803-823. DOI: 10.2175/193864700784544334

Fernández-Nava, Y., Marañón, E., Soons, J., Castrillón, L. (2010). Denitrification of high nitrate concentration wastewater using alternative carbon sources. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 173 (1-3), ss 682-688. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.08.140>

Foglar, L. & Briški, F. (2003). Wastewater denitrification process – the influence of methanol and kinetic analysis. *Process Biochemistry*, vol. 39 (1), ss 95-103. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(02\)00318-7](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(02)00318-7)

Fu, X., Hou, R., Yang, P., Qian, S., Feng, Z., Chen, Z., Wang, F., Yuan, R., Chen, H., Zhou, B. (2022). Application of external carbon source in heterotrophic denitrification of domestic sewage: A review. *Science of The Total Environment*, vol. 817. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153061>

Glass, C., Silverstein, J. (1997). Denitrification Kinetics of High Nitrate Concentration Water: pH Effect on Inhibition and Nitrite Accumulation. *Water Research*, vol. 32 (3), ss. 831-839. PII: S0043-1354(97)00260-1

Guo, Y., Guo, L., Jin, C., Zhao, Y., Gao, M., Ji, J., She, Z., Giesy, J.P. (2022). Comparison of primary and secondary sludge carbon sources derived from hydrolysis or acidogenesis for nitrate reduction and denitrification kinetics: Organics utilization and microbial community shift. *Environmental Research*, vol. 212, C. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113403>.

Hach Lange (2016). *LCK 214 Kemisk syreförbrukning (COD)*. [Produktinformation]. DOC312.59.94131.

Hu, Z., Grasso, D. (2005). WATER ANALYSIS | Chemical Oxygen Demand. *Encyclopedia of Analytical Science*, vol. 2, ss. 325-330. DOI: <https://doi.org/10.1016/B0-12-369397-7/00663-4>.

Ingfeldt, I. (2020). Evaluation of Carbon Source Addition on Denitrification Efficiency – A study in a continuous biological leachate water treatment system. Stockholm: Kungliga Tekniska Högskolan.

Lantmännen Agroetanol (2018). [Hemsida]. Tillgänglig: <https://www.lantmannenagroetanol.se/> [2022-02-10]

Lantmännen Agroetanol (2019). *AgroSustanol 100*. [Säkerhetsdatablad]. Norrköping: Lantmännen Agroetanol AB.

Li, D., Liu, S. (2019). Water Quality Monitoring in Aquaculture. *Water Quality Monitoring and Management*, ss. 303-328. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811330-1.00012-0>

van Loosdrecht, M.C.M., Nielsen, P.H., Lopez-Vazquez, C.M., Brdjanovic, D. (2016). *Experimental Methods in Wastewater Treatment*. IWA Publishing.

Merck (2021). *Etanol 96% EMSURE® Reag. Ph Eur*. [Säkerhetsdatablad]. Version 8.5. Solna: Merck Life Sciences AB.

Metcalf & Eddy Inc. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse (Fourth Edition)*. McGraw-Hill Companies, Inc.

Methanol Institute (u.å.). Why Do Some Wastewater Treatment Plants Need To Remove Nitrogen. Tillgänglig: <https://www.methanol.org/wp-content/uploads/2020/04/Methanol-Use-in-Denitrification-Why-Do-Some-Wastewater-Treatment-Plants-Need-To-Remove-Nitrogen.pdf> [2022-06-13]

Miyaji, Y., Iwasaki, M., Sekigawa, Y. (1981). BIOLOGICAL NITROGEN REMOVAL BY STEP-FEED PROCESS. *Water Pollution Research and Development*, ss. 193-202. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-1-4832-8438-5.50018-2>.

Mokhayeri, Y., Riffat, R., Takacs, I., Dold, P., Bott, C., Hinojosa, J., Bailey, W., Murthy, S. (2008). Characterizing denitrification kinetics at cold temperature using various carbon sources in lab-scale sequencing batch reactors. *Water Science & Technology*, vol. 58 (1), ss. 233-238. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2008.670>

MSB (2019). Tillgänglig: <https://www.msb.se/sv/amnesomraden/skydd-mot-olyckor-och-farliga-amnen/farligt-gods/skyltar-och-etiketter-for-transport-av-farligt-gods/klassificering/> [2022-06-13]

- MSB (2020). Lagen om brandfarlig och explosiva varor. Tillgänglig: <https://www.msb.se/sv/arnesomraden/skydd-mot-olyckor-och-farliga-amnen/brandfarligt-och-explosivt/lagen-om-brandfarliga-och-explosiva-varor/> [2022-06-13]
- Naturvårdsverket (2016). [Hemsida]. NFS 2016:16. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/lagar-och-regler/foreskrifter-och-allmanna-rad/2016/nfs-20166/> [2022-05-29]
- Naturvårdsverket (2020). Rening av avloppsvatten i Sverige 2018. ISBN: 978-91-620-8866-8. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/om-oss/publikationer/8800/rening-av-avloppsvatten-i-sverige-2018/> [2022-05-29]
- Naturvårdsverket (u.å.). [Hemsida]. EU-dom kräver ändring av Naturvårdsverkets avloppsföreskrifter. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/arnesomraden/avlopp/eu-dom-kraver-andring-av-naturvardsverkets-avloppsforeskrifter/> [2022-06-21]
- Nikolic, A. & Sundin, A.M. (2006). Teknik för förbättrad kväverening i Sverige – resultat av landsomfattande enkätundersökning. *Tidskriften VATTEN*, vol. 62, ss. 313-322.
- Nyberg, U., Andersson, B., Aspegren, H. (1996). Long-term experiences with external carbon sources for nitrogen removal. *Water Science and Technology*, vol. 33 (12), ss. 109-116. ISSN 0273-1223. DOI: [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00464-7](https://doi.org/10.1016/0273-1223(96)00464-7).
- Peng, Y., Ma, Y., Wang, S. (2007). Denitrification potential enhancement by addition of external carbon sources in a pre-denitrification process. *Journal of Environmental Sciences*, vol. 19 (3), ss. 284-289. ISSN 1001-0742. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(07\)60046-1](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(07)60046-1).
- Pretorius, C., Kilian, R., Jannone, J. (2007). HIGH FRUCTOSE CORN SYRUP AS A SUBSTRATE FOR DENITRIFICATION. *Proceedings of the Water Environment Federation*, ss. 239-250. DOI: 10.2175/193864707787977316.
- Rodríguez, L., Villaseñor, J., Fernández, F. J. (2007). Use of agro-food wastewaters for the optimization of the denitrification process. *Water Science Technology*, vol. 55 (10), ss. 63-70. DOI: 10.2166/wst.2007.307.
- Saleh-Lakha, S., Shannon, K.E., Henderson, S.L., Goyer, C., Trevors, J.T., Zebarth, B.J., Burton, D.L. (2009). Effect of pH and Temperature on Denitrification Gene Expression and Activity in *Pseudomonas mandelii*. *ASM Journals, Applied & Environmental Microbiology*, vol. 75 (12). DOI: <https://doi.org/10.1128/AEM.00080-09>.
- Smyk, J., Ignatowicz, K. (2018). Removal of Nitrogen Compounds from Wastewater in SBR Reactors with Brenntapplus VP1. *Journal of Ecological Engineering*, vol. 19 (1), ss. 129-135. DOI: <https://doi.org/10.12911/22998993/77280>.
- Svenskt Vatten (2021a). *Klimatförändringar tvingar fram kväverening*. Tillgänglig: https://www.svensktvatten.se/om-oss/nyheter-lista/klimatforandringar-tvingar-fram-kvaeverening/? t_id=BkvwqHo3MIjtd5ixuscqEA%3d%3d& t_uid=Y_KOIOa9QWm85SFb75I7vw & t_q=Kv%2c3%a4verening& t_tags=language%3asv%2csiteid%3ab47c99cb-a914-4f1b-8fba-9e4836a984f6%2candquerymatch& t_hit.id=SvensktVatten_Web_Models_Pages_NewsPage/ 62f1b689-0c11-4436-a410-9e574ff328f3_sv& t_hit.pos=3 [2022-05-29]

Svenskt Vatten (2021b). Avloppsteknik 2 – Reningsprocessen. (Publikation U2). 4:e utgåvan. Stockholm: Svenskt Vatten AB.

Svenskt Vatten (2021c). VASS Reningsverk – Nyckeltal för år 2020. Rapport R2021-04. Bromma: Svenskt Vatten AB.

Svenskt Vatten (2022). Aktivt uppströmsarbete med Revaq-certifiering. Tillgänglig: <https://www.svensktvatten.se/vattentjanster/avlopp-och-miljo/kretslopp-och-uppstomsarbete/revaq-certifiering/> [2022-06-13]

Timmermans, P., van Haute, A. (1983). Denitrification with methanol: Fundamental study of the growth and denitrification capacity of *Hyphomicrobium* sp. *Water Research*, vol. 17 (10), ss. 1249-1255. DOI: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(83\)90249-X](https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90249-X).

Uppsala kommun (2019). Planerade områden, Reningsverket i Kungsängen. Tillgänglig: <https://bygg.uppsala.se/planerade-omraden/reningsverket-i-kungsangen/?hide-cookie-alert=St%C3%A4ng> [2022-06-20]

Uppsala Vatten (2021). Miljörapport 2020 – Kungsängsverket. Uppsala Vatten & Avfall AB.

Uppsala Vatten (2020). Miljörapport 2019 – Kungsängsverket. Uppsala Vatten & Avfall AB.

Uppsala Vatten (2019). Miljörapport 2018 – Kungsängsverket. Uppsala Vatten & Avfall AB.

US EPA (2013). Wastewater Treatment Fact Sheet: External Carbon Sources for Nitrogen Removal. Tillgänglig: https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-08/documents/external_carbon_surces_for_nitrogen_removal_fact_sheet_p100il8f.pdf [2022-06-13]

Åmand, L. (2008). Evaluation of the step-feed biological nitrogen removal process at Kungsängen wastewater treatment plant (Utvärdering av kväverening med stegbeskickning vid Kungsängsverket). Uppsala: Uppsala universitet. UPTEC W 08 026, ISSN 1401-5765.

7.1 Muntliga källor

Johanna Andersson, utredningsingenjör Uppsala Vatten & Avfall AB, 2022.

Sara Frid, processingenjör Uppsala Vatten & Avfall AB, 2022.

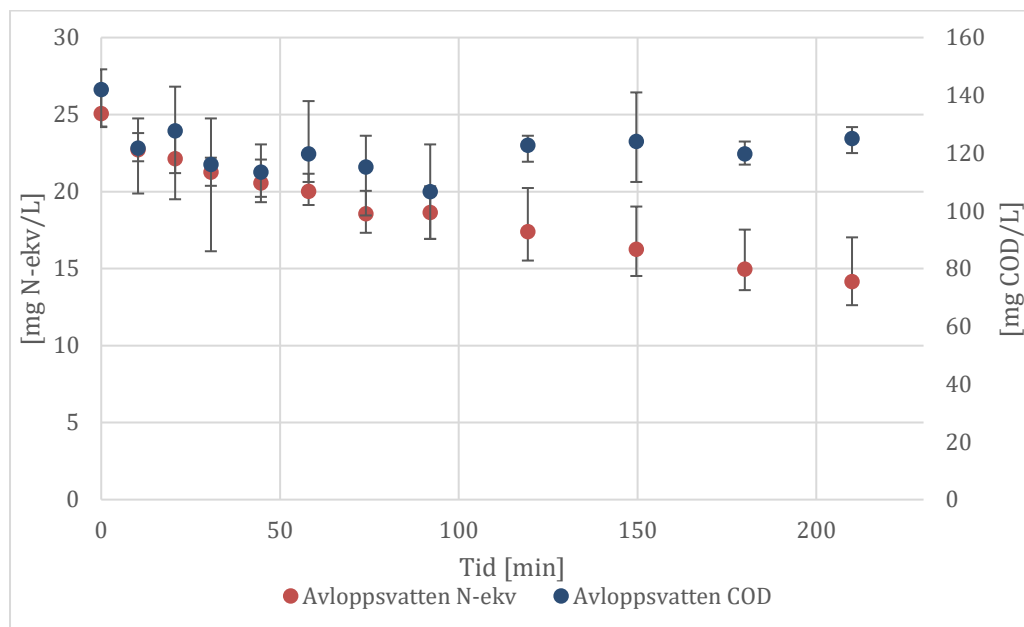
Svante Skarpås, kontaktperson på industri, Teams-möte 2022-04-27.

8 BILAGOR

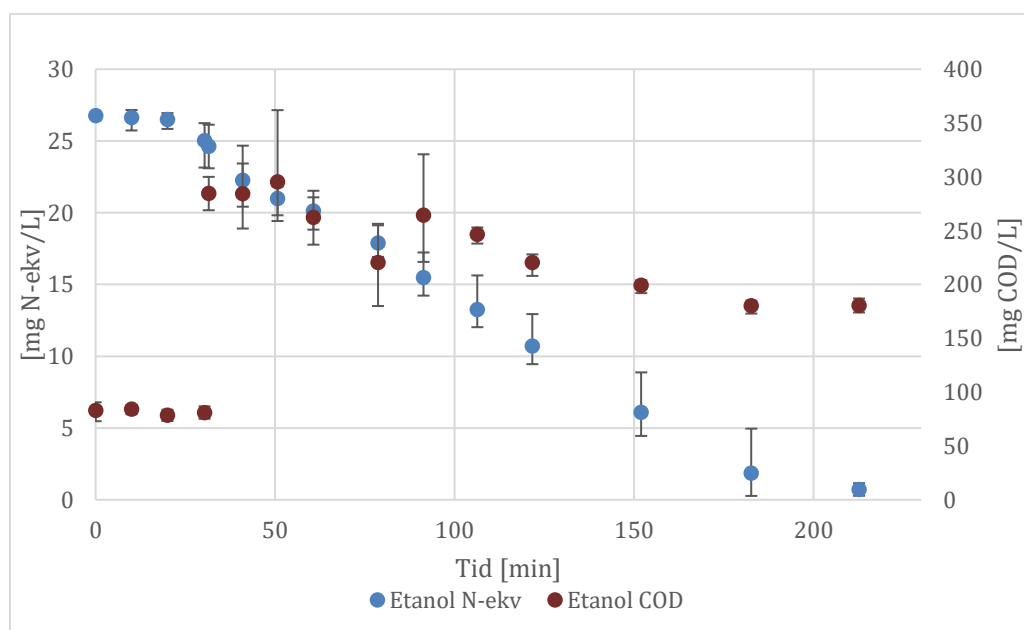
Bilaga A: Resultat – utdata

8.1 Koncentrationer av kväveekvivalenter, nitrat & COD: medelvärden

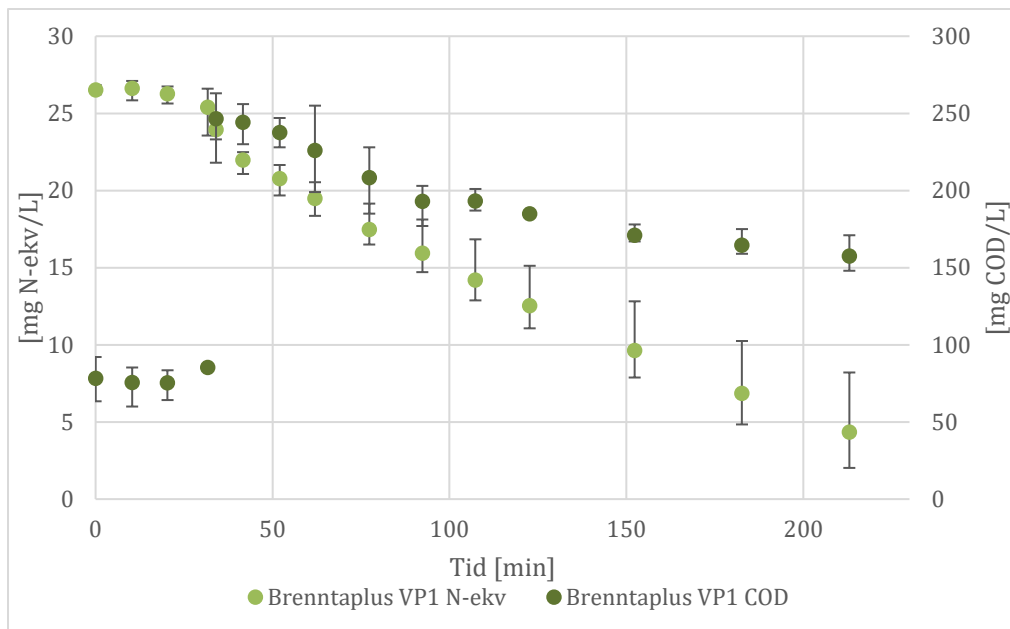
Nedan återges medelvärden av uppmätta koncentrationer vid respektive tidssteg för varje kolkälla. Kväveekvivalenter (N-ekv) återges tillsammans med COD (Figur 13-18), respektive nitratkväve ($\text{NO}_3\text{-N}$) (Figur 19).



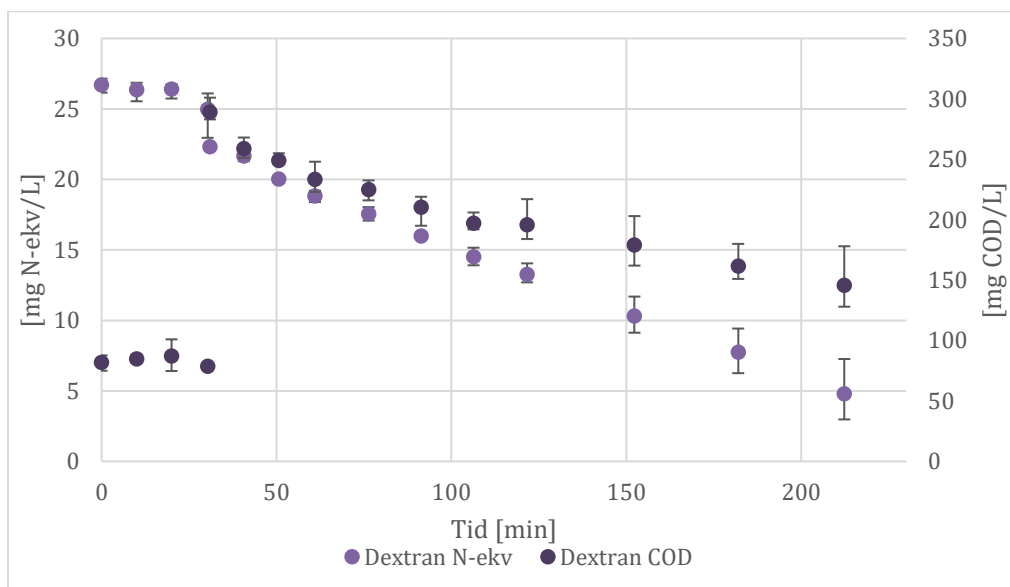
Figur 13. Uppmätta koncentrationer av kväveekvivalenter (N-ekv) och COD som medelvärde från triplikata försök med avloppsvatten som kolkälla. Felstaplarna markerar det högsta och lägsta uppmätta värdet (uppmätt under något av försöken) vid respektive tidssteg. Kolkällan tillsattes vid $t = 0$ min.



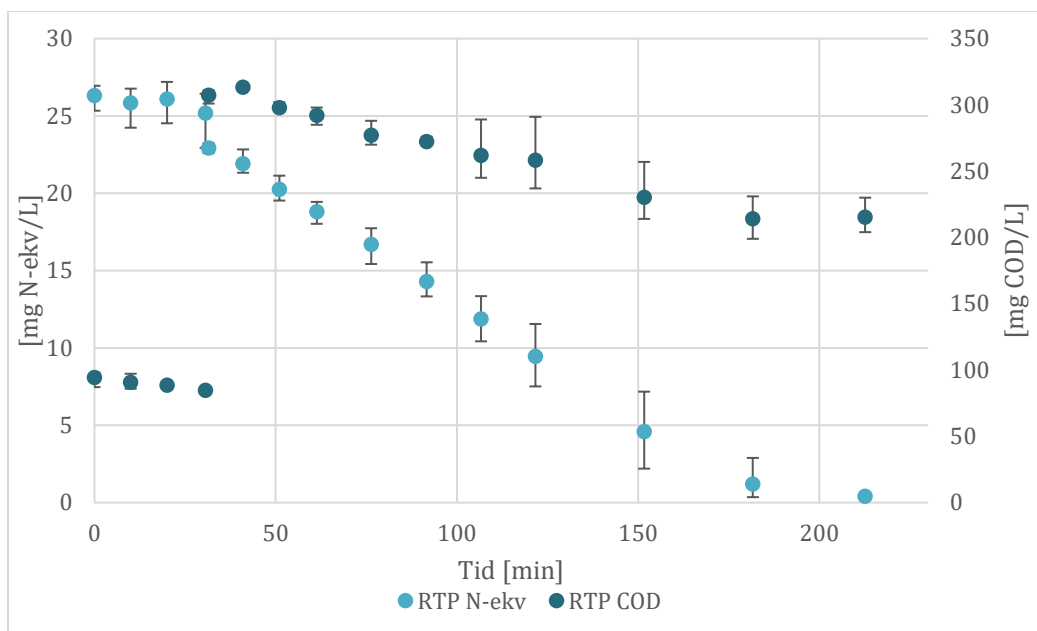
Figur 14. Uppmätta koncentrationer av kväveekvivalenter (N-ekv) och COD som medelvärde från triplikata försök med etanol som kolkälla. Felstaplarna markerar det högsta och lägsta uppmätta värdet vid respektive tidssteg. Kolkällan tillsattes vid $t = 30$ min.



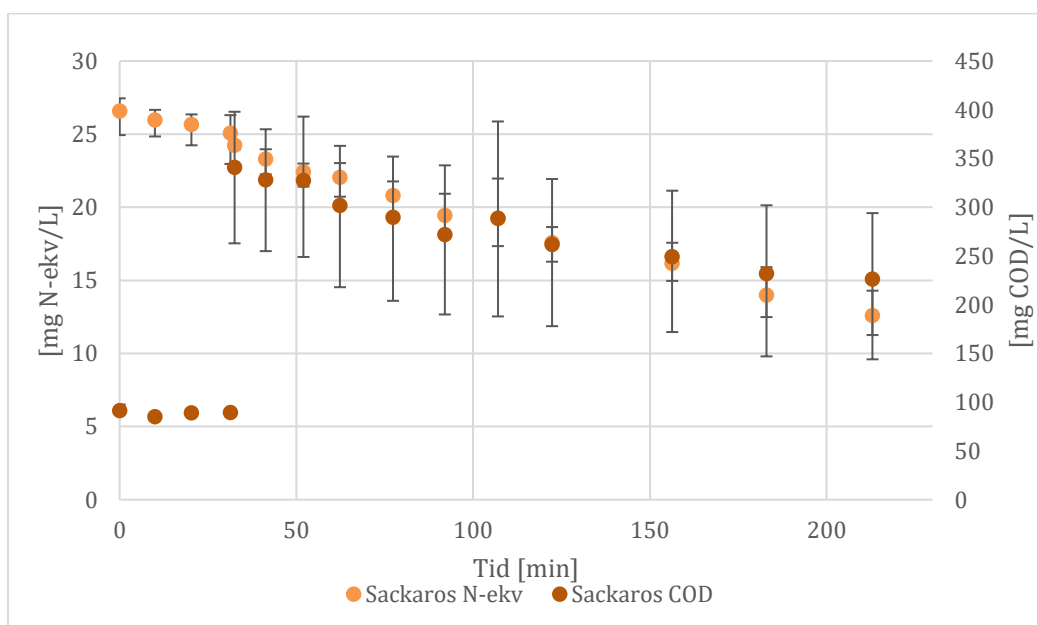
Figur 15. Uppmätta koncentrationer av kväveekvivalenter (N-ekv) och COD som medelvärde från triplikata försök med Brenntaplus VP1 som kolkälla. Felstaplarna markerar det högsta och lägsta uppmätta värdet vid respektive tidssteg. Kolkällan tillsattes vid $t = 30$ min.



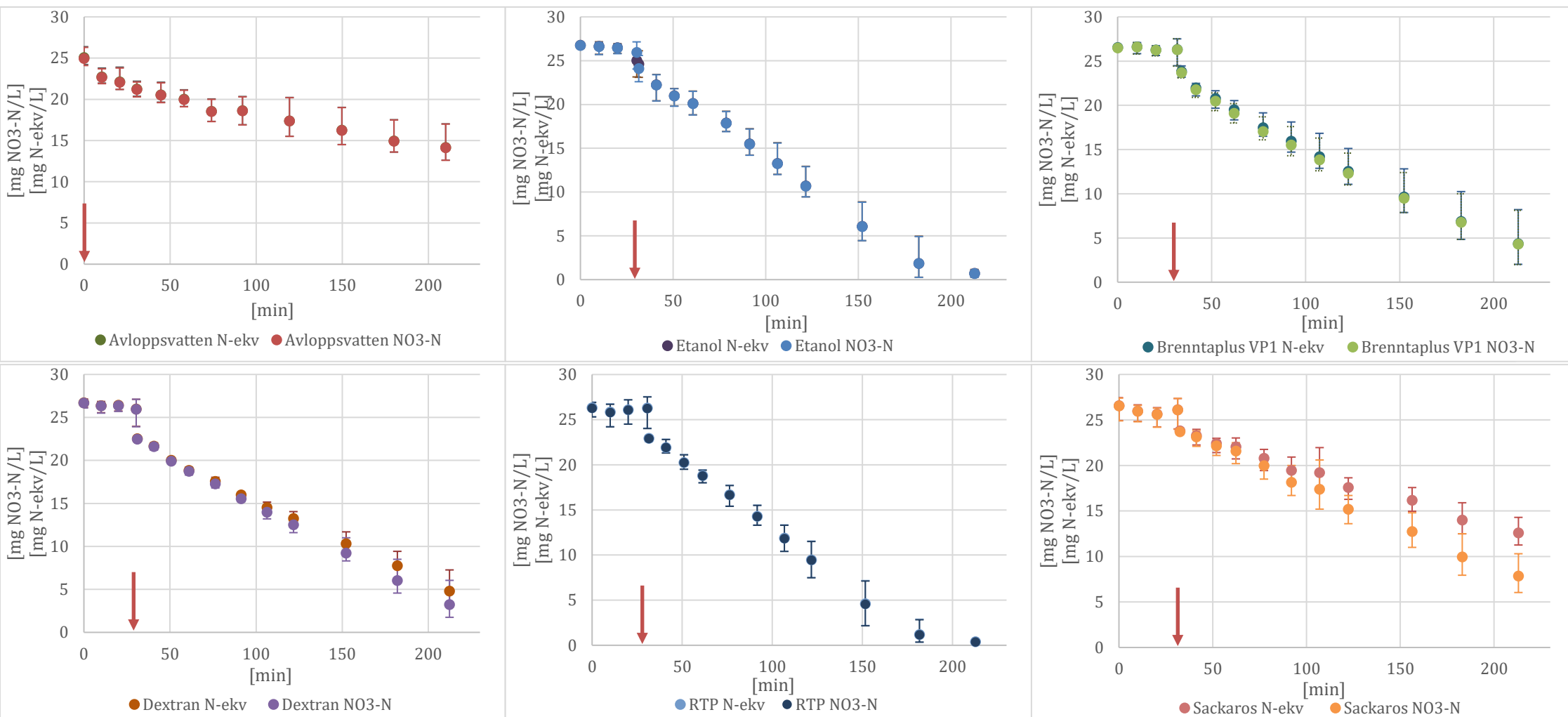
Figur 16. Uppmätta koncentrationer av kväveekvivalenter (N-ekv) och COD som medelvärde från triplikata försök med dextrandrank (restprodukt, fruktoslösning) som kolkälla. Felstaplarna markerar det högsta och lägsta uppmätta värdet vid respektive tidssteg. Kolkällan tillsattes vid $t = 30$ min.



Figur 17. Uppmätta koncentrationer av kväveekvivalenter (N-ekv) och COD som medelvärde från triplikata försök med RTP-vätska (alkoholhaltig restprodukt) som kolkälla. Felstaplarna markerar det högsta och lägsta uppmätta värdet vid respektive tidssteg. Kolkällan tillsattes vid $t = 30$ min.



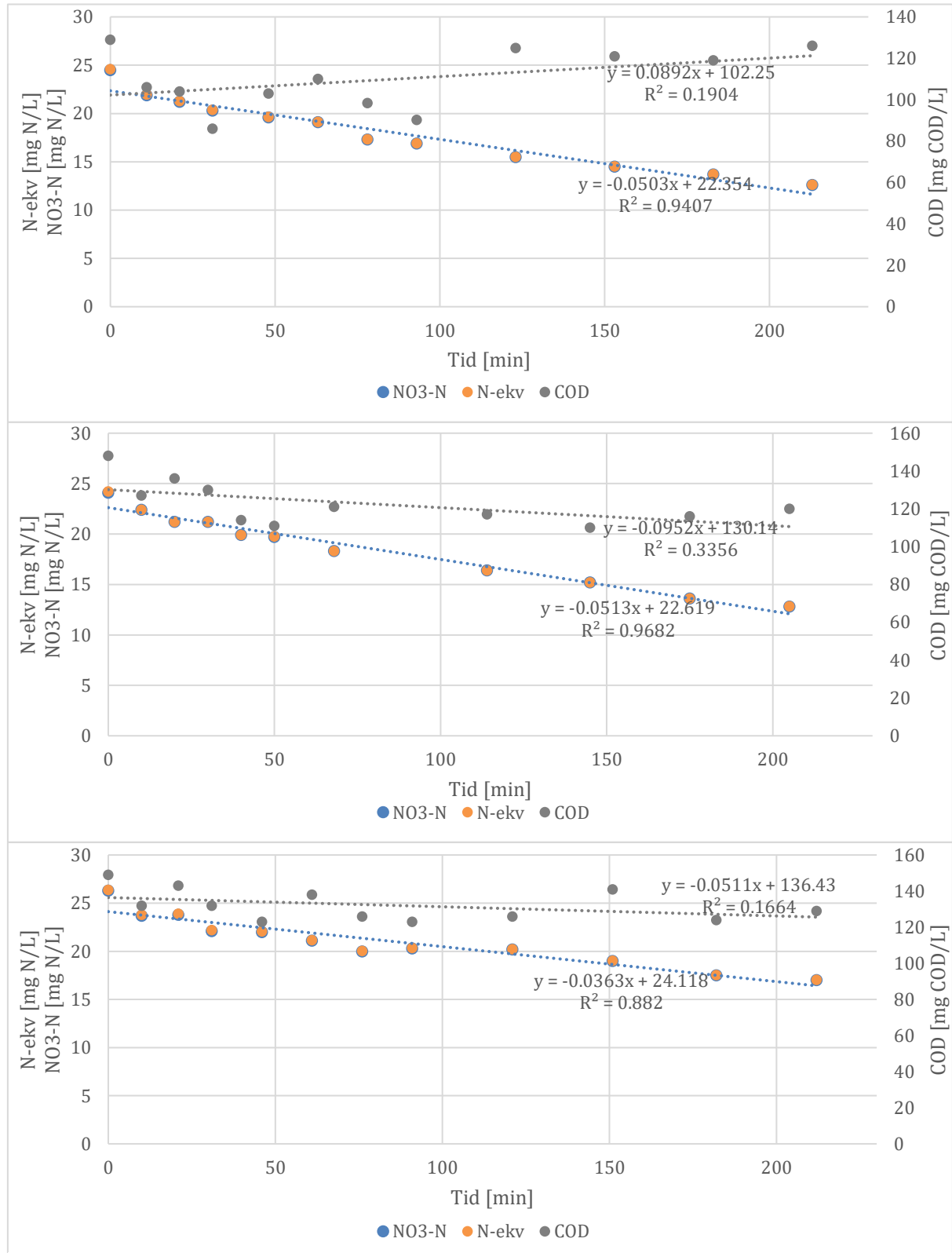
Figur 18. Uppmätta koncentrationer av kväveekvivalenter (N-ekv) och COD som medelvärde från triplikata försök med sackaroslösning (restprodukt) som kolkälla. Felstaplarna markerar det högsta och lägsta uppmätta värdet vid respektive tidssteg. Kolkällan tillsattes vid $t = 30$ min.



Figur 19. Medelvärden från triplikat av uppmätta nitratkvävehalter (NO₃-N) och kväveekvivalenter (N-ekv) över tid. Staplar markerar högsta och lägsta uppmätta värde vid respektive tidpunkt. Röd pil markerar tidpunkten då kolkällan tillsattes. Observera att avloppsvatten tillsattes vid testets start i metod DEN.CHE.2.

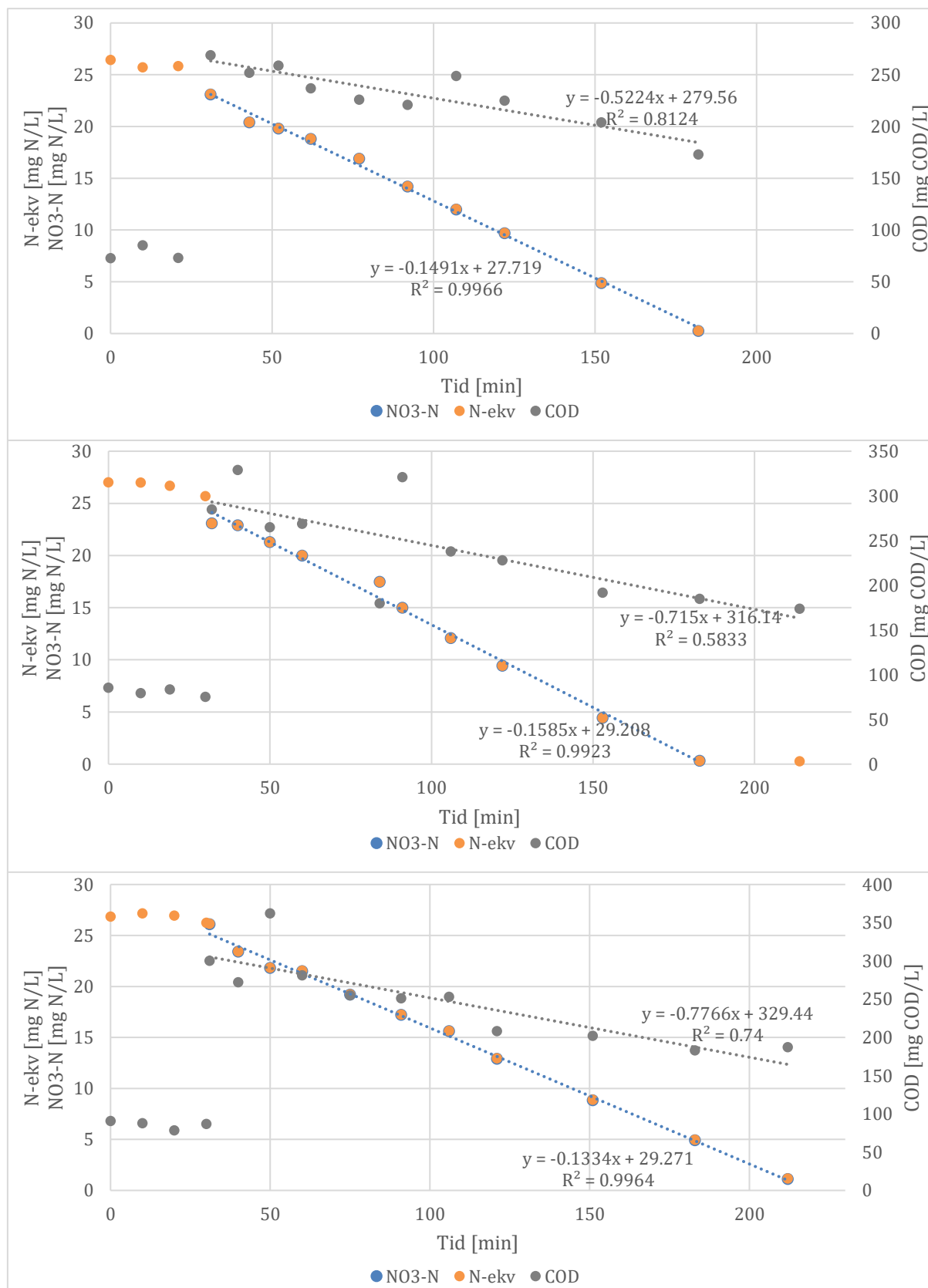
8.2 Koncentrationer av kväveekvivalenter, nitrat & COD: försöksvis

8.2.1 Avloppsvatten



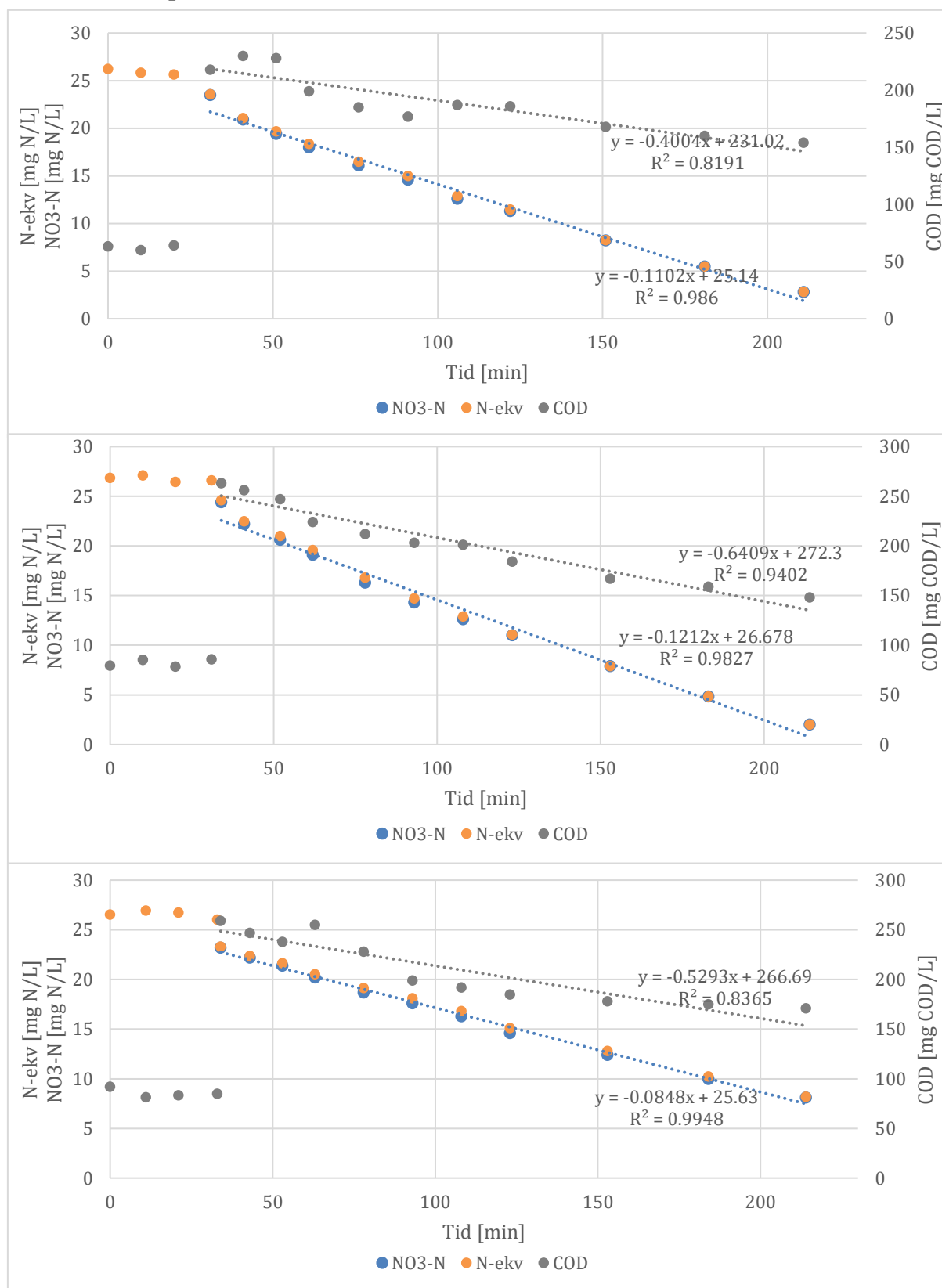
Figur 20. Koncentrationer av nitratkväve, kväveekvivalenter och COD under försök I, II och III med avloppsvatten, samt linjär regression med avseende på NO3-N och COD.

8.2.2 Etanol



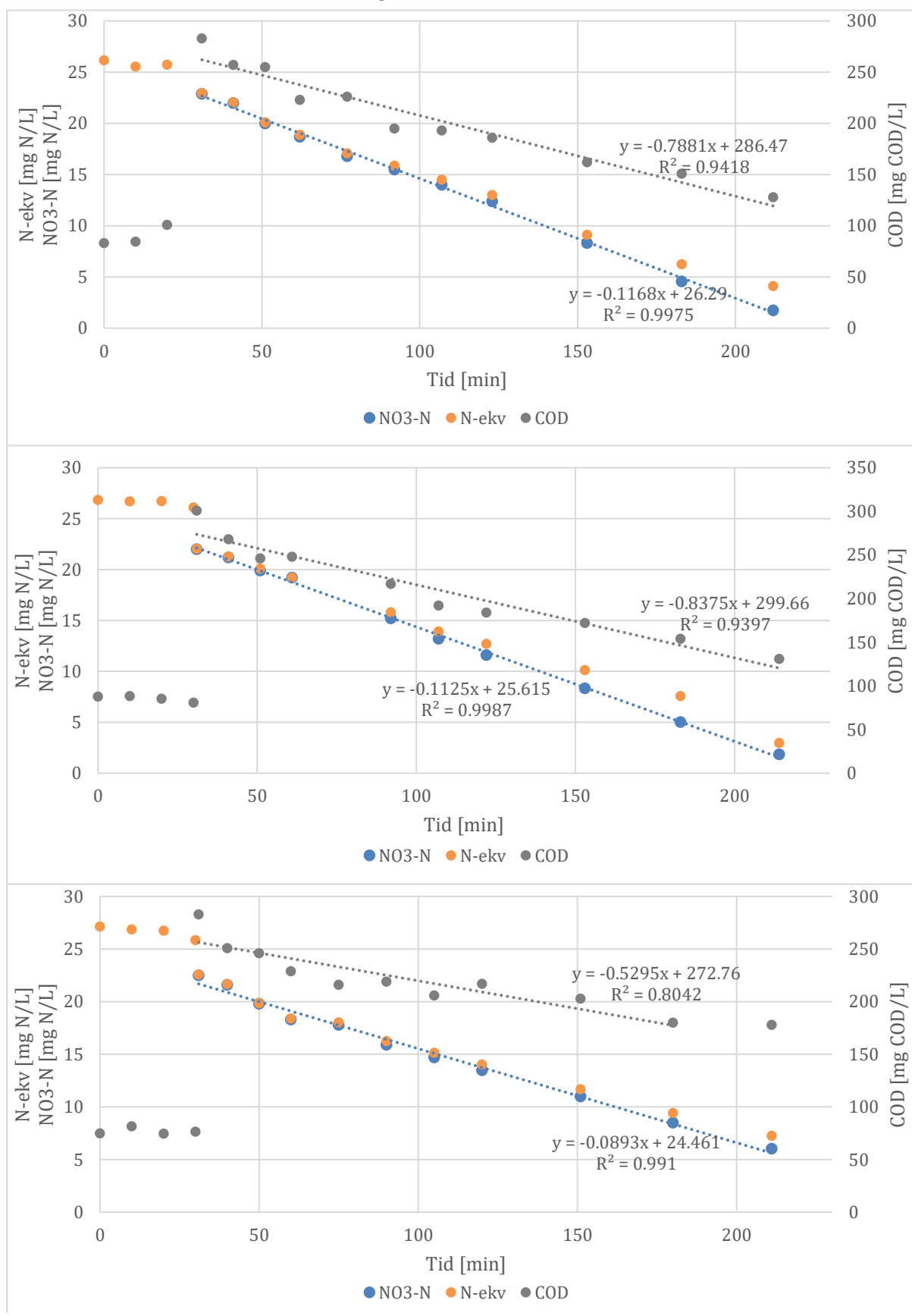
Figur 21. Koncentrationer av nitratkväve, kväveekvivalenter och COD under försök I, II och III med etanol, samt linjär regression med avseende på NO3-N och COD under exogen fas.

8.2.3 Brenntaplus VP1



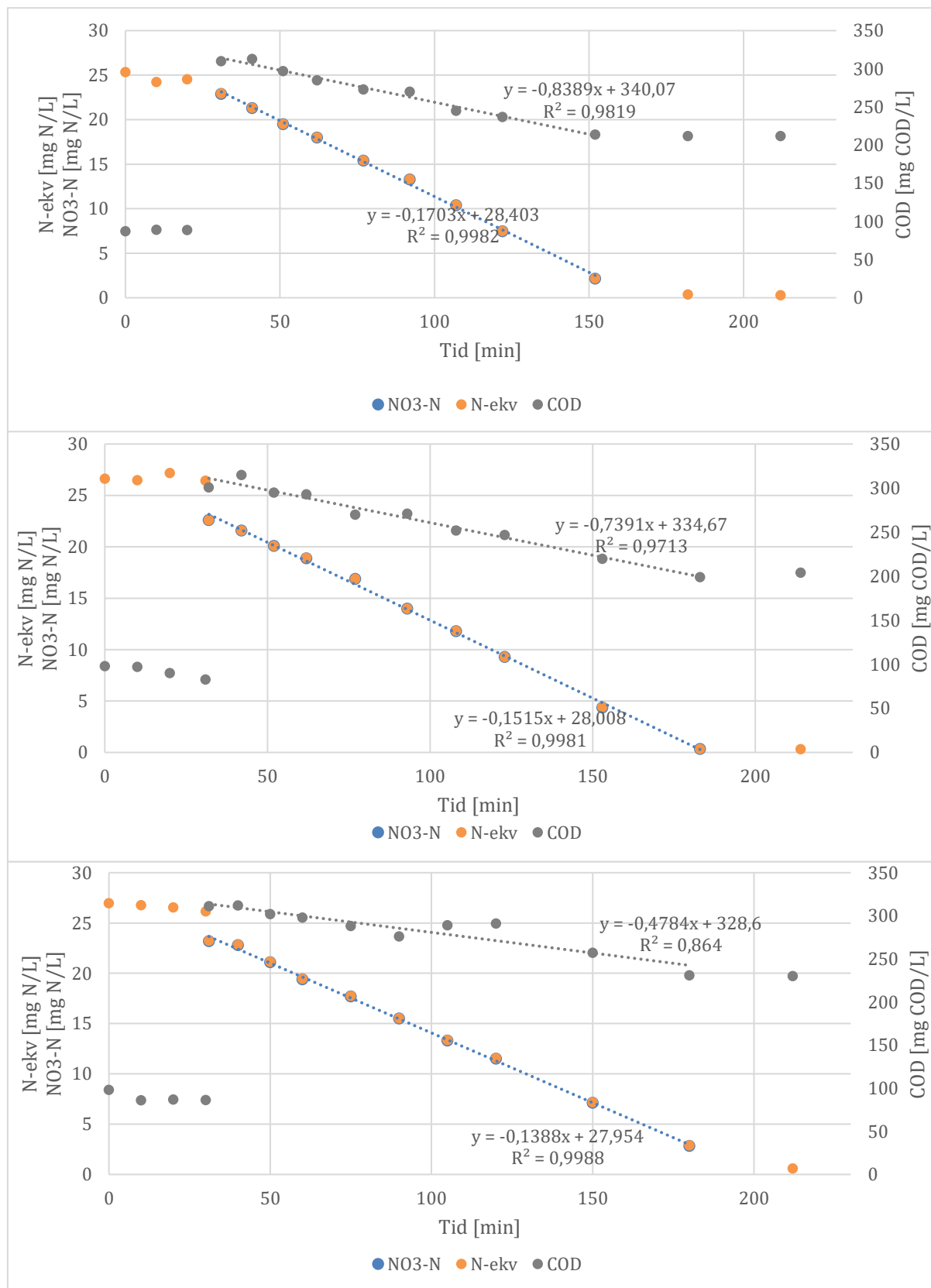
Figur 22. Koncentrationer av nitratkväve, kväveekvivalenter och COD under försök I, II och III med Brenntaplus VP1, samt linjär regression med avseende på NO3-N och COD under exogen fas.

8.2.4 Dextrandrank (fruktoslösning)



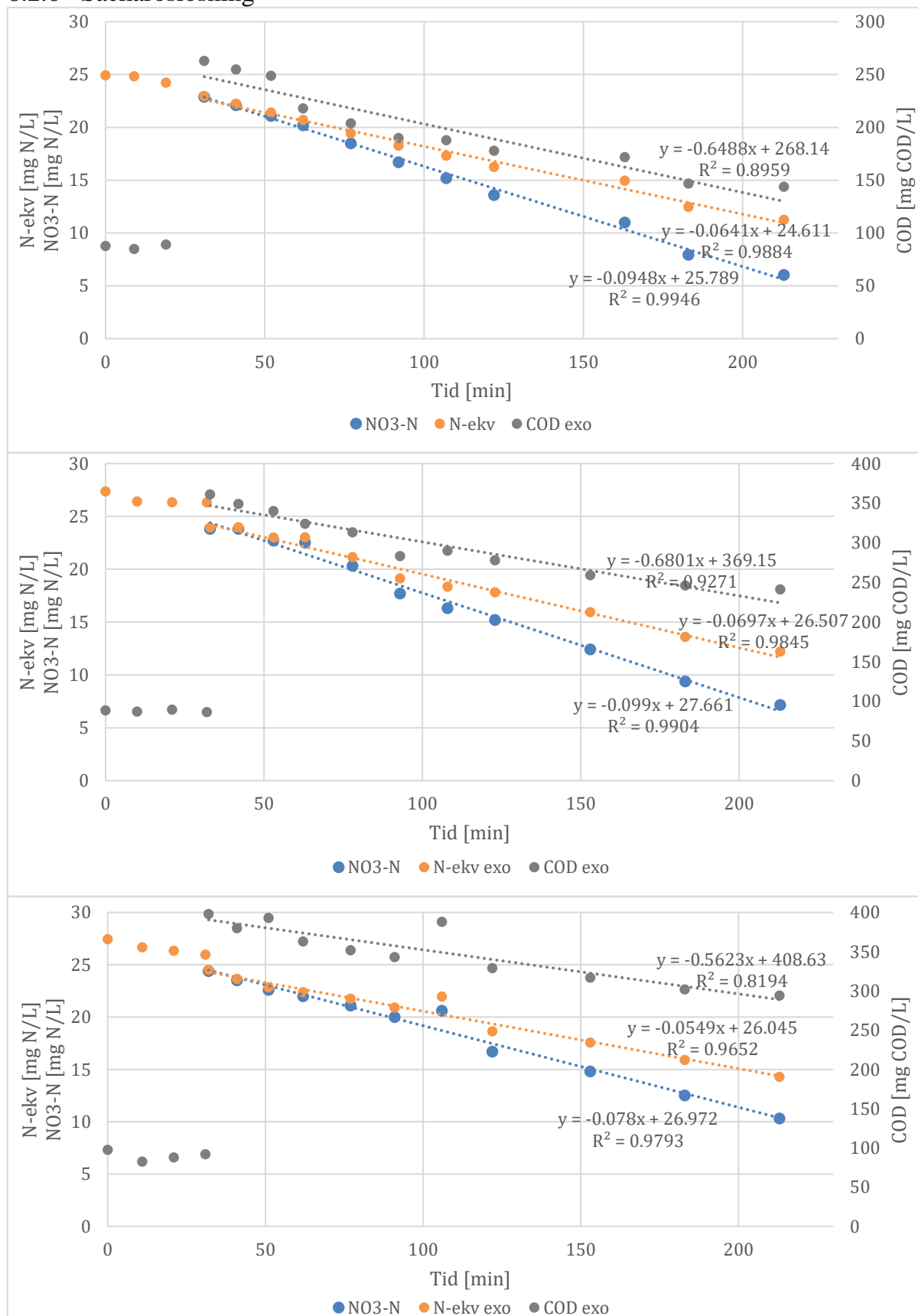
Figur 23. Koncentrationer av nitratkväve, kväveekvivalenter och COD under försök I, II och III med dextrandrank, samt linjär regression med avseende på NO3-N och COD under exogen fas.

8.2.5 RTP-vätska



Figur 24. Koncentrationer av nitratkväve, kväveekvivalenter och COD under försök I, II och III med RTP-vätska, samt linjär regression med avseende på NO3-N och COD under exogen fas.

8.2.6 Sackaroslösning



Figur 25. Koncentrationer och linjär regression under exogen fas av nitratkväve, kväveekvivalenter och COD under försök I, II och III med sackaros.

BILAGA B: PROVTAGNINGSPROTOKOLL

Provtagningsprotokoll DEN.CHE.1					Datum:					
Kolkälla: Extern kolkälla			Batchnr:		Nitrathalt slam:					
Dosering:	Näring	Nitrat	Kolkälla		Temperatur					
Dosvolym:										
Slamvolym:			Klockslag	Tillsatt dos	PARAMETER					
Tid (min)	Tid (h)	Provnr	(fyll i)	(ml)	NO3	NO2	COD	NH4	PO4	pH
0	0	1	8:00							
10	0:10	2	8:10							
20	0:20	3	8:20							
30	0:30	4	8:30							
30	0:30	4.1	8:30							
40	0:40	5	8:40							
50	0:50	6	8:50							
60	1:00	7	9:00							
75	1:15	8	9:15							
90	1:30	9	9:30							
105	1:45	10	9:45							
120	2:00	11	10:00							
150	2:30	12	10:30							
180	3:00	13	11:00							
200	3:20	14	11:20							
Planerade analyser: 46 (14 + 14 + 14 + 2 + 2), varav 14 ska värmas (COD).										

Provtagningsprotokoll DEN.CHE.2					Datum:					
Kolkälla: Avloppsvatten			Batchnr:		Nitrathalt slam:					
Dosering:	Näring	Nitrat	Kolkälla		Temperatur					
Dosvolym:										
Slamvolym:			Klockslag	Tillsatt dos	PARAMETER					
Tid (min)	Tid (h)	Provnr	(fyll i)	(ml)	NO3	NO2	COD	NH4	PO4	pH
0	0	1	8:00							
10	0:10	2	8:10							
20	0:20	3	8:20							
30	0:30	4	8:30							
30	0:30	4.1	8:30							
45	0:45	5	8:45							
60	1	6	9:00							
75	1:15	7	9:15							
90	1:30	8	9:30							
120	2	9	10:00							
150	2:30	10	10:30							
180	3	11	11:00							
200	3:20	12	11:20							
Planerade analyser: 40 (12 + 12 + 12 + 2 + 2), varav 12 ska värmas (COD).										

BILAGA C: FÖRSÖKSPLAN

Försöksplan: Denitrifikationstest

1. Inledning

I denna text beskrivs hur försök med denitrifikationstest är planerade att genomföras i laboratorieskala på Kungsängsverket, Uppsala Vatten. Tre testomgångar, en per vecka, planeras med start i februari 2022. Varje testomgång pågår under två dagar och totalt 6 olika kolkällor testas (3 kolkällor per dag). Testets upplägg baseras på metoder i *Experimental Methods in Wastewater Treatment* (Loosdrecht et al. 2016). Huvudsaklig metod som ligger till grund för försöksplanen är DEN.CHE.1 (kemiskt denitrifikationstest med specifik kolkälla), med vissa anpassningar enligt metoden DEN.CHE.2 (kemiskt test av denitrifikationspotential i avloppsvatten). Observera att DEN.CHE.2 utgår från DEN.CHE.1 i hög utsträckning. Nedan anges värden för och information om DEN.CHE.2 inom parentes. Målet med denitrifikationstesterna är att undersöka hur denitrifikationen responderar vid tillsats av olika kolkällor i aktivt slam från bio-C.

2. Förberedelser

Tre huvudsakliga moment i förberedelserna är följande:

1. inhämtning och preparering av aktivt slam,
2. testgenomförande (övervakning och provtagning ur batch),
3. analys och databehandling.

Försöksutrustning behöver ställas i ordning i förväg. Dessutom kommer en försöksgenomgång genomföras under veckan innan det första riktiga försöket, där fokus kommer ligga på försöksuppställning och provtagning snarare än på analys.

2.1 Försöksuppställning

Ställ fram och organisera utrustningen enligt nedan dagen innan testet genomförs.

Lista över utrustning för test

- slamfångare och behållare för inhämtning av slam
- tre batcher (2L-cylindrar, glas)
- plastfolie och tejp
- tre slangar (ca 5 mm diameter)
- tre omröringsplattor och magnetomrörare
- pH-stickor
- termometer
- pipetter och pipettspetsar (100-1000 μm och 1-5 ml)
- våg för uppvägning av slam, avloppsvatten och näring
- engångssprutor (24 ml, plast)
- filter (0,45 μm porstorlek, nylon)
- provflaskor (plast), markerade med kolkälla, tidpunkt (min) och provnummer

- kärl (slask och rent vatten)
- kylåda med kylklampar
- markeringstejp och penna
- labbglasögon, handskar
- timers
- utskrivna protokoll

Utrustning för analys

- pipetter och pipettspetsar (100-1000 µm och 1-5 ml)
- pipettställ
- kyvetter och kyvettställ
- värmeblock
- destillerat vatten för COD-blank
- kärl (slask, rent vatten för tvätt)
- putsapper
- spektrofotometer
- timers
- utskrivna protokoll

2.2 Kalibrering av mätinstrument

Kalibrering av termometer och pH-givare ska göras dagen innan första testet genomförs och senare vid behov.

2.3 Rengöring av behållare

Enligt svensk standard (SS 02 81 48) bör uppsamlingsbehållare och provflaskor vara väl rengjorda innan provtagning och tester utförs (SIS, 2004). Diska därför uppsamlingsbehållare och provflaskor dagen innan test och förvara på sådant sätt att de håller sig rena över natten. Egentligen bör provkärl rengöras med 0,1 M HCl för analys av fosfat, men detta görs inte utan beaktas som felkälla.

2.4 Dosering av nitratlösning

Enligt Loosdrecht et al. (2016) är en nitratkoncentration på 20-25 mg NO₃-N/L lämplig i försöksmediet som används i batchtestet (både i DEN.CHE.1 och DEN.CHE.2). En natriumnitratlösning med koncentration 1 648 mg NO₃-N/L kommer doseras i batcherna för att skapa en initialkoncentration på 25 mg NO₃-N/L i slammet, se mer under *Preparering av aktivt slam* (avsnitt 3.5). Observera att lösningens koncentration är 10 000 mg/L NaNO₃, motsvarande nitratkvävekoncentrationen enligt ovan.

För att beräkna dosen nitratlösning som behöver tillsättas för att uppnå en koncentration på 25 mg N/L, kan vi utnyttja det generella sambandet för utspädning:

$$V_{\text{tillsats}} C_{\text{tillsats}} = V_{\text{mål}} C_{\text{mål}} \quad \text{Ekv. 1}$$

där $C_{\text{mål}}$ = eftersträvd koncentration (mg/L); $V_{\text{mål}}$ = startvolym försöksmedia (2 L); C_{tillsats} = koncentration i respektive tillsats (COD i kolkälla, NO₃-N i NaNO₃-lösningen, begränsande

näringsämne i näringslösningen) (mg/L); V_{tillsats} = volym som ska doseras av respektive tillsats (L).

Vid beräkning av nitratdosering förutsätter Ekv. C-1 att enbart en tillsats (NaNO_3 -lösningen) bidrar till nitratkoncentrationen. Då även slammet kan antas innehålla en viss mängd nitratkväve kan Ekv. 1 modifieras för att ta hänsyn till att två tillsatser bidrar till nitratkoncentrationen, se Ekv. 2.

$$C_{\text{NaNO}_3} V_{\text{NaNO}_3} + C_{\text{slam}} V_{\text{slam}} = C_{\text{mål}} V_{\text{mål}} \quad \text{Ekv. 2}$$

Observera att koncentrationen i slammet, C_{slam} , här syftar på koncentration $\text{NO}_3\text{-N}$. Genom att lösa ut nitratlösningens volym V_{NaNO_3} kan Ekv. 2 skrivas om enligt nedan, se Ekv. 3.

$$V_{\text{NaNO}_3} = \frac{C_{\text{mål}} V_{\text{mål}} - C_{\text{slam}} V_{\text{slam}}}{C_{\text{NaNO}_3}} \quad \text{Ekv. 3}$$

Nitratkoncentrationen i slammet är dock inte konstant, varför volymproportionerna mellan NaNO_3 -lösningen och slammet kan skilja sig åt mellan olika försök för att bestämd startkoncentration, $C_{\text{mål}}$, ska uppnås. Då volymen kolkälla och näringslösning är konstanta i startvolymen på 2 liter, kan de två okända volymerna (slam och nitratlösning) uttryckas enligt Ekv. 4:

$$V_{\text{NaNO}_3} + V_{\text{slam}} = V_{\text{mål}} - V_{\text{kokkälla}} - V_{\text{näring}} = V_{\text{SN}} \quad \text{Ekv. 4}$$

Om denna volym kallas V_{SN} enligt ovan kan slamvolymen skrivas om som:

$$V_{\text{slam}} = V_{\text{SN}} - V_{\text{NaNO}_3} \quad \text{Ekv. 5}$$

Insättning i Ekv. 2 ger:

$$C_{\text{NaNO}_3} V_{\text{NaNO}_3} + C_{\text{slam}} (V_{\text{SN}} - V_{\text{NaNO}_3}) = C_{\text{mål}} V_{\text{mål}} \quad \text{Ekv. 6}$$

Omskrivning av Ekv. 6 ger slutligen följande uttryck (Ekv. 7) för sökt dos nitratlösning:

$$V_{\text{NaNO}_3} = \frac{C_{\text{mål}} V_{\text{mål}} - C_{\text{slam}} V_{\text{SN}}}{C_{\text{NaNO}_3} - C_{\text{slam}}} \quad \text{Ekv. 7}$$

Med uträknad V_{NaNO_3} kan slamvolymen beräknas med Ekv. 5 ovan. I praktiken kommer dock slammet tillsättas i en förutbestämmd mängd, och då skillnaden mellan förutbestämmd slamvolym och beräknad V_{slam} antas vara liten kommer ytterligare slam inte tillsättas. Således används bara Ekv. 7 vid doseringsförberedelser.

2.5 Dosering av kolkälla

Kolkällan ska finnas i sådan mängd att tillgången på kol inte är begränsande för mikroorganismerna. För att bestämma hur mycket kolkälla som krävs kan det stökiometriska sambandet mellan nitrat och kol i denitrifikation användas (Ekv. 8):

$$\text{COD}/\text{N}_{\text{teor}} = \frac{2,86}{1 - Y_{\text{anox}}} \quad \text{Ekv. 8}$$

där COD/N_{teor} beskriver hur mycket COD som förbrukas per reducerad mängd nitrat (g COD/g N); 2,86 är den teoretiska syreförbrukningen vid denitrifikation (g COD/g N); och Y_{anox} är den anoxa utbyteskoefficienten (g COD/g COD). Y_{anox} beror av vilken kolkälla som används, men som approximation kan $Y_{anox} = 0,5$ g COD/g COD antas vilket motsvarar utbyteskoefficienten för avloppsvatten (Orhon et al. 1996, se Loosdrech et al. 2016) och ger en teoretisk COD/N-kvot på 5,72 g COD/g N.

För att säkerställa att kolkällan inte är begränsande, föreslås att eftersträvat värde på COD/N_{teor} sätts till minst dubbelt så mycket som det stökiometriska värdet på 5,72 g COD/g N. Då fås ett värde på ca 12 g COD/g N. Denna kvot multipliceras med eftersträvad initialkoncentration nitratkväve: 25 mg N/L * 12 g COD/g N = 300 mg COD/L.

En annan rekommendation utgår från förhållandet mellan COD och VSS i slammet: 0,05-0,1 g COD/g VSS. VSS-halten i zon 3:3, linje 1, är ca 2 800 mg/L (se avsnitt 2.7). Utgår vi från detta får vi något lägre min- och maxhalter:

$$0,05 \text{ g COD/g VSS} * 2800 \text{ mg VSS/L} = 140 \text{ mg COD/L}$$

$$0,1 \text{ g COD/g VSS} * 2800 \text{ mg VSS/L} = 280 \text{ mg COD/L}$$

Sammantaget kan ett acceptabelt värde på COD-koncentrationen alltså variera mellan 140 och 300 mg/L enligt villkoren ovan. En lämplig koncentration kan typiskt antas vara **200 mg COD/L (70 mg COD/L)** enligt Loosdrech et al. (2016). Räknar man då baklänges genom att dividera COD-koncentrationen med en nitratkoncentration på 25 mg N/L fås en COD/N-kvot på 10 g COD/g N vilket är något lägre än om man utgår från de (fördubblade) stökiometriska värdena. Slutligen beror dosen kolkälla av COD-innehållet i respektive kolkälla, se Tabell 1.

Tabell 1. Dosering av kolkälla för att uppnå **200 (70) mg COD/L**. Initial volym försöksmedia = **2 L**.

Kolkälla	COD-innehåll (mg COD/L)	Mätosäkerhet (mg COD/L)	Mätosäkerhet (%)	Dos kolkälla (ml)
AgroSustanol 100 ¹	1 660 000	± 166 000	10	0,24
Brenntaplus VP1 ²	1 000 000	-	-	0,40
RTP-vätska ³	436 000	± 64 500	15	0,92
Dextrandrank ³	104 000	± 15 500	15	3,85
Sackaroslösning ³	906 000	± 136 000	15	0,22
Avloppsvatten	200			700

¹ Enligt COD_{Cr} -analys av SYNLAB Analytics (2020), rapport nr S2001076. AgroSustanol 100 är produktnamnet för etanolen som används i försöken.

² Produktblad Brenntaplus VP1.

³ Enligt COD_{Cr} -analyser utförda av ALS Scandinavia (2022). Offertnummer: ST2022SE-UPP-VAT0001 (OF220116).

2.6 Dosering av näringslösning

En näringslösning kommer doseras i batcherna för att säkerställa att näringsämnen finns i sådan mängd att de inte är begränsande för mikroorganismernas aktivitet. Lösningen blandas av Uppsala Vattens interna laboratorium enligt rekommenderad sammansättning (Smolders et al. 1994, se Loosdrecht et al. 2016):

- 107 mg/L NH₄Cl → 28,02 mg N/L
- 90 mg/L MgSO₄*7H₂O
- 14 mg/L CaCl₂*2H₂O
- 36 mg/L KCl (KH₂PO₄) → 8,194 mg P/L

Doseringen beräknas utifrån innehållet av makronäring, det vill säga ammoniumkväve och fosfatfosfor. För att bestämma lämplig dos behöver först koncentrationen av NH₄-N och PO₄-P bestämmas. Beräkningen sammanställs nedan, se Tabell 2.

Tabell 2. Beräkning av koncentration NH₄-N och PO₄-P i näringslösning.

Ämne	Koncentration mg/L	Molvikt g/mol	Molkoncentration mmol/L*	Koncentration mg/L
NH ₄ Cl	107	53,49	2,000	N: 28,02 mg N/L
KH ₂ PO ₄	36	136,08	0,2645	P: 8,194 mg P/L

*1 mol N per mol NH₄Cl; 1 mol P per mol KH₂PO₄.

Vidare behöver ett eftersträvat förhållande mellan totalt organiskt kol, totalkväve och totalfosfor bestämmas. En allmän rekommendation säger att förhållandet BOD₇:N:P inte bör understiga 100:5:1 (Svenskt Vatten, 2021). Om BOD₇ antas som approximation för totalt organiskt kol (TOC) kan en omvandlingsfaktor COD/TOC = 3,3 användas (Uppsala Vatten, 2021). Baserat på detta antas följande förhållande som utgångspunkt:

$$\text{COD:N:P} = 300:5:1$$

Genom att dividera förhållandet med 1,5 motsvarande bestämd COD-halt erhålls följande:

$$\text{COD:N:P} = 200:3,33:0,67$$

Eftersträvalde halter är därmed 3,33 mg N/L och 0,67 mg P/L. Se Tabell 3.

Tabell 3. Beräknad dos näringslösning med avseende på N och P.

Eftersträvad kvot	COD:N	N:P	
	300:5	5:1	
Eftersträvad konc, mg /L	COD 200	N 3,33	P 0,67
$C_{\text{mål}} * V_{\text{mål}} / C_{\text{dos}}$		$3,33 * 2 / 28,02 =$	$0,67 * 2 / 8,194 =$
Dos, ml		238	163

Baserat på detta ser ammonium ut att vara det begränsande ämnet, eftersom en större dos behövs när beräkningen baseras på ammoniuminnehåll. Kom dock ihåg att tillsatt nitratkväve också bidrar till totalkvävehalten (även om ammoniumkväve föredras som näringsämne). Med dosering av nitratkväve och COD enligt avsnitt 2.2-2.3, erhålls ett förhållande på $\text{COD:N} = 200:25$. Då $25/200 > 5/300$ är totalkvävehalten egentligen redan uppfyllt. Det kan dock behövas ammoniumkväve i denna totalkvävehalt, som tillförs via näringslösningen.

I och med detta antas fosfat vara det begränsande näringsämnet och därmed ska 163 ml näringslösning doseras.

2.7 Preparering av aktivt slam

Denna beskrivning förutsätter att *testet kan startas inom en timme efter att slammet inhämtats*, samt att slammet inte behöver tvättas för att avskilja eventuella inhiberande eller toxiska komponenter.

Slamprovet bör enligt Loosdrecht et al. (2016) ha en koncentration på ca 2-4 g VSS/L. För att bekräfta detta provtogs aktivt slam från linje 1, zon 3:3, tisdagen den 7 februari för att analyseras, där glödförlust användes som approximation för VSS. TS uppmättes till 3 500 mg/L och glödförlust till 2 800 mg/L, vilket är inom rekommenderat intervall. För metod DEN.CHE.2 rekommenderas en något högre VSS-halt (3-4 g VSS/L) eftersom utspädningseffekten blir högre när avloppsvatten tillsätts. Av praktiska skäl antas 2 800 mg VSS/L vara en godtagbar koncentration även i försök med avloppsvatten (DEN.CHE.2).

Preparering:

- a. Samla in ca 8 liter aktivt slam (ca 2 liter per batch plus 2 liter reserv) från utloppet i zon 3:3 (anox zon) i en av linjerna på bio-C.
- b. I labbet: Håll upp 1,8 liter (1,2 liter) slam per batch och förslut med plastfolie. Resterande slam förvaras i samma behållare som de hämtades in i. Sätt igång **magnetomrörning**, 50-100 rpm, i batcherna. Se till att omrörningen inte är så kraftig att luftning riskeras.
- c. Sätt timer på 30 min för **stabilisering** av slam.
- d. Mät nitrat i slammet: ta ett prov på ”reservslammet” och analysera med kyvett LCK 339. Tar drygt 15 min till avläsning. Gå därför vidare med resterande steg och avläs när provet är redo.
- e. Kontrollera slammets **temperatur** och **pH** genom att placera termometer och pH-givare inuti batchen, notera värden och klockslag för respektive batch.
- f. Reservslam: ta ut ett 1L-prov från slammet som inte har hållts upp i batcherna, skickas till externt labb.
- g. När 30 min passerat: **mät temperatur och pH**, notera värdena samt verifiera att temperaturen är 12-13,5 °C och pH 7-8. Beräkna justerad dos nitratlösning baserat på uppmätt nitrathalt i slam och förbered dosering.
- h. Om systemet kan anses vara stabilt (dvs att inga större störningar på temperatur och pH inträffat) så kan testet startas.

3. Testgenomförande

3.1 Uppstart och översikt

Timer startas från och med tillsats av nitratlösning enligt nedan.

1. Tillsätt nitratlösning i batch nr 1 enligt beräknad dos (se Protokoll, Bilaga B). Starta timer, 10 min. Notera klockslag vid start.
2. Ta ut ett första prov ($t = 0$ min) på ca 20 ml för analys av initiala koncentrationer av $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, COD, $\text{PO}_4\text{-P}$. Samtliga prov som tas från batchen under testets gång filtreras genom 0,45 μm -filter.
3. Upprepa steg 1-2 för batch nr 2 och 3. Starta individuella timers, glöm ej prov "0 min".
4. Ta prover ur batchen enligt protokoll (första provtagningarna sker vid tid 0, 10, 20 och 30 min). Vaska det första provet för att undvika eventuella rester i slangen. Från och med 10 min-provtagningen analyseras enbart $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ och COD. Ställ timern på 10 min efter varje provtagning. Notera klockslag. Förvara prover kylt för senare analys.
5. När 30 minuter gått: ta ut ett prov (nr 4, $t = 30$ min). Tillsätt sedan kolkälla i batch nr 1 enligt Tabell 1. Ta ut ett till prov (nr 4.1, $t = 30$ min). Starta timer, 10 min. Notera klockslag.
6. Upprepa steg 5 för batch 2 och 3.
7. Var uppmärksam på att provtagningsfrekvensen går ner efter 60 min (Bilaga B).
8. Ta fortlöpande prover ur batcherna enligt provtagningsprotokoll (Bilaga B).
Provvoly: ca 20 ml per tidssteg (dubbelprov, första vaskas, totalt 40 ml tas ut).

3.2 Hantering av prover

Samtliga prov som tas ut under testets gång ska filtreras genom 0,45 μm -filter, ner i en uppmärkt provflaska. Proven ska sedan kylas till 1-5 °C (i kyllåda) fram tills analys. Alla analyser genomförs under samma dag som testet, efter testets avslutande samt under testets gång i mån av tid. Prover som skickas till externt laboratorium filtreras ej men ska märkas.

4. Analys

4.1 Provanalys

Koncentrationer av ovan nämnda parametrar analyseras med spektrofotometer. För detta ändamål används parameterspecifika kyvetter (Tabell 4) från HACH Lange med tillhörande instruktioner. Kyvetterna kommer i förpackningar där reagenser och syror ingår, samt instruktioner för hur kyvetten prepareras.

Tabell 4. Kyvetter som användes (per försök) för analyser som genomfördes på plats.

Parameter	Beteckning kyvett	Mätområde (mg/L)	Analys per kolkälla
$\text{NO}_3\text{-N}$	LCK 339; LCK 340	0,23-13,5; 5-35	15 ⁽¹⁾ , 12 ⁽²⁾
$\text{NO}_2\text{-N}$	LCK 341	0,015-0,6	15 ⁽¹⁾ , 12 ⁽²⁾

COD	LCK 214	0-1000	15 ⁽¹⁾ , 12 ⁽²⁾
NH ₄ -N	LCK 305; LCK 303	1-12; 2-47	2
PO ₄ -P	LCK 349; LCK 348	0,05-1,5; 0,5-5,0	2

⁽¹⁾Metod för externa kolkällor, ⁽²⁾metod för avloppsvatten.

Ett protokoll kommer utformas och användas där värden fylls i. I protokollet ska antal prover och analysvar för alla parametrar (nitrat, nitrit, COD, osv) ingå. Även miljöförhållanden (temperatur, pH) ska anges.

4.2 Databehandling

Följande parametrar kommer beräknas baserat på analysvar:

- Exogen denitrifikationshastighet (mg N-red/L & min)
- Endogen denitrifikationshastighet (mg N-red/L & min)
- Specifik denitrifikationshastighet (mg N-red/g VSS & h)
- COD/N-kvot (g COD/g N)
- Hastighet av COD-konsumtion (mg COD/L & min)
- Utbyteskoefficienten (Y) av anox biomassa (g COD/g COD)

Exogen och endogen denitrifikationshastighet (mg N-red/L & min) uppskattas genom linjär regression av uppmätta koncentrationer av *kväveekvivalenter* (Ekv. 9) över tid. Den endogena och exogena denitrifikationshastigheten korresponderar mot tidsintervallet före respektive efter tillsats av kolkälla. Exogen denitrifikationshastighet representeras av lutningen på de mätpunkter som tas innan koncentrationer av nitrit/nitrat blir begränsande. På samma sätt kan takten med vilken COD konsumeras (mg COD/L & min) uppskattas genom linjär anpassning av mätdata på COD-koncentration över tid. Samma tidsintervall som tillämpas för att bestämma exogen (maximal) denitrifikationshastighet är lämpligt.

Kväveekvivalenten beskrivs som den viktade summan av nitrat- och nitritkoncentrationer:

$$[N\text{-ekv}] = [\text{NO}_3\text{-N}] + 0,6 \cdot [\text{NO}_2\text{-N}] \quad \text{Ekv. 9}$$

Baserat på oxidationstalen för kväveatomen i nitrit och nitrat (+3 respektive +5) fås förhållandet $3 / 5 = 0,6$ för kapaciteten att ta emot elektroner hos nitrit relativt nitrat (Zhu et al. 2020). Därav koefficienten 0,6 framför nitritkoncentrationen.

Utifrån exogen och endogen denitrifikationshastighet kan den specifika denitrifikationshastigheten (mg N-red/g VSS & h) bestämmas enligt följande:

$$\text{SDNR} = 60 \cdot (\text{DNR}_{\text{exo}} - \text{DNR}_{\text{endo}}) / [\text{VSS}_0] \quad \text{Ekv. 10}$$

där SDNR är specifik denitrifikationshastighet vid tillsats av kolkälla; DNR är exogen respektive endogen denitrifikationshastighet; $[\text{VSS}_0]$ är initialkoncentration VSS (uppmätt i slam); faktorn 60 är en omvandlingsfaktor (från minuter till timmar).

Slutligen kan biomassans utbyte, eller *yield*, bestämmas genom att kombinera denitrifikationshastighet och konsumtionshastighet av COD:

$$Y_{\text{OHO, Ax}} = 1 - 2,86 \cdot (\text{DNR}_{\text{exo}} - \text{DNR}_{\text{endo}}) / r_{\text{COD}} \quad \text{Ekv. 11}$$

Alltså, utbytet (yield) för heterotrofa organismer under anoxa förhållanden beror av skillnaden mellan exogen och endogen denitrifikationshastighet, konsumtionshastigheten av COD samt COD-konsumtion per reducerad mängd nitrat (2,86 = teoretisk COD-konsumtion vid denitrifikation).

Referenser

Brenntag Nordic AB (2013). *PB Brenntag VP1*. Bilaga E:4. Tillgänglig via Sörab: <https://www.sorab.se/upload/documents/tillstand/BilagaE4ProduktbladBrenntaplusVP1.pdf> [2022-02-07]

van Loosdrecht, M.C.M., Nielsen, P.H., Lopez-Vazquez, C.M., Brdjanovic, D. (2016). *Experimental Methods in Wastewater Treatment*. IWA Publishing.

Svenska institutet för standarder, SIS (2004). SS 02 81 48. Utgåva 1. Tillgänglig: <https://www.sis.se/api/document/preview/5607/> [2022-02-14]

Svenskt Vatten (2021). *Avloppsteknik 2 – Reningsprocessen*. (Publikation U2). 4:e utgåvan. Stockholm: Svenskt Vatten AB.

Uppsala Vatten (2021). *Miljörapport 2020 – Kungsängsverket*. Uppsala Vatten & Avfall AB.

Zhu, B., Friedrich S., Wang, Z., Táncsics, A., Lueders., T (2020). Availability of nitrite and nitrate as electron acceptors modulates anaerobic toluene-degrading communities in aquifer sediments. *Frontiers in Microbiology*. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.01867>

BILAGA D: JÄMFÖRELSEMATRIS

Nedan presenteras en kommenterad och färgkodad jämförelsematris över de externa kolkällorna. Fetmarkerad text syftar på resultat som framkommit av försök eller beräkningar i detta arbete, annan text är hämtad från litteratur. Prioriterade kriterier är kursiverade.

	Hållbarhet		Drift och rening					Ekonomi			Arbetsmiljö
Kolkälla	1. Klimatpåverkan	2. Cirkulär ekonomi	1. Reningseffektivitet	2. Tillväxningstid	3. Påverkan på övrig process	4. Tillgång	5. Mängd	1. kr/kg N-red	2. Prisstabilitet	3. Extra kostnader	ATEX, skyddsåtgärder
Metanol	Oftast en fossilprodukt men marknaden för fossilfri är på gång. Antagligen långa transporter (beror på leverantör).	Metanol produceras mestadels av icke-förnybara råvaror men beror på typ av produkt: innovation kring mer hållbara alternativ pågår, bland annat så kallad e-metanol på Gryaab.	Ok SDNR, ca 1/3 jmf med etanol (Nikolic & Sundin 2006). Har visats både i labbskala (Peng et al. 2007; Mokhayeri et al. 2008) och fullskala (Nyberg et al. 1996). Relativt låg COD/N-kvot (Cherchi et al. 2009).	Lång, veckor-månader (Peng et al. 2007; Mokhayeri et al. 2008; Christensson et al. 1994; Nikolic & Sundin 2006 m.fl.)	Relativt lågt Y (lägre än etanol enligt Tchobanoglous et al. 2003). Biotoxisk och brandfarlig, utfasas alltmer. Kräver noggrann dosering för att inte riskera sekundär förorening (X. Fu et al. 2022). Möjlig mer temperaturkänslig process (Mokhayeri et al. 2006).	God, dock långväga (ev utsatthet vid störningar i transportkedja).	Näst lägsta doseringsbehov.	Kalkyl: Överlägset billigast (1,26 kr/kg N-red). Bekräftas i litteraturen. Låg driftskostnad.	Volatila priser har rapporterats (Cherchi et al. 2009, Adolfsson/Brenntag 2017). Höga priser under det andra kvartalet 2022.	Säkerhetsåtgärder medför ytterligare kostnader, främst vid investering (troligen). Uppskattningar visar på 25-30 % ökade kostnader för säkerhetsåtgärder med metanol (Cherchi et al. 2009).	Undvik inandning, kontakt med ögon och hud. Förvaras åtskilt från antändningskällor. ATEX: Ja
Etanol (agroetanol)	Agroetanol ej av fossilt ursprung, medellånga transporter (Norrköping-Uppsala).	Beror på produktionssätt, agroetanol som producerats av spill från matproduktion bra alternativ. Odling av råvara kan ev konkurrera med jordbruksmark.	Näst högst SDNR, samma nivå som RTP. 3 ggr högre SDNR än metanol (se metanol). Lägst COD/N-kvot. Något högre COD/N-kvot än metanol i litteratur.	Kort (Peng et al. 2007; Nyberg et al. 1996; Christensson et al. 1994; Fu et al. 2022)	Näst lägst Y (låg-måttlig slamproduktion förväntas). Risk för avdunstning och att full kapacitet då inte uppnås (Ingfeldt, 2020). Ej biotoxisk (Lantmännen Agroetanol, 2019). Låga fosforsläpp.	God, agroetanol från Norrköping. Annan etanol antagligen mer långväga.	Lägst doseringsbehov.	Kalkyl: Ca 27 ggr dyrare än metanol (34,2 kr/kg N-red)	Fluktuerande enligt Adolfsson/Brenntag 2017. Priserna på agroetanol har gått upp väsentligt senaste halvåret.	Säkerhetsåtgärder (ATEX). I litteratur allmänt dyr kolkälla (Fu et al. 2022).	Undvik kontakt med ögon. Förvaras åtskilt från antändningskällor. ATEX: Ja
Brenntaplus VP1	Fossilfri, längre transporter (Tyskland-Uppsala).	Ej restprodukt eller producerad av förnybara råvaror.	Tredje högsta SDNR. Studier visar på både låg SDNR (Ingfeldt 2020), och hög SDNR (Hey 2012), Brenntag framhåller att den är hög. Tredje lägsta COD/N-kvot, något högre än RTP-vätska.	Kort enligt Brenntag, bland annat Ignatowicz et al (2015) bekräftar detta.	Medelhögt Y (slamproduktion måttlig, något högre än etanol). Medelstora fosforsläpp. Fosforsläpp bekräftas av Andersson et al. (2021b). Biologiskt nedbrytbar, ej toxisk. Sammansättning ger diversifierat mikrosamhälle (robust m.a.p. näringstillgång). Mer temperaturkänsligt jmf med etanol (Ingfeldt 2020).	God (stabil tillgång på råvara) men produkten är populär och Brenntag kan behöva skala upp produktionen för att tillgodose efterfrågan.	Tredje lägsta doseringsbehov. Hög dosering krävdes under tidigare försök (2009) på KV.	Kalkyl: Ca 32 ggr dyrare än metanol (39,9 kr/kg N-red), ca 17 % dyrare än etanol. Ingfeldt (2020) bekräftar att BP är dyrare än etanol.	Brenntag anger att den är god. Antas dock vara mer beroende av världsmarkanden än restprodukterna.	Eventuellt kan pumpning vara energikrävande då vätskan är viskös.	Behövs i allmänhet inte. ATEX: Nej.

	Hållbarhet		Drift och rening					Ekonomi			Arbetsmiljö
	1. Klimatpåverkan	2. Cirkulär ekonomi	1. Reningseffektivitet	2. Tillvänningstid	3. Påverkan på övrig process	4. Tillgång	5. Mängd	1. kr/kg N-red	2. Prisstabilitet	3. Övriga kostnader	
Kolkälla (fruktos)	Mycket korta transporter, inga extra utsläpp vid produktion (hade producerats ändå).	Ja	Fjärde högsta SDNR. Högst COD/NO3-N-kvot, näst högst COD/N-ekv-kvot.	Okänd, bör vara relativt kort då ämnet är lättillgängligt. Jämförbar med sackaros.	Näst högst Y (relativt hög slamproduktion förväntas). Betydande nitritackumulering. Höga fosforsläpp.	Nära men frågetecken kring mängd	Störst doseringsbehov, väsentligt större dos beräknad jämfört med övriga kolkällor.	Krävs högre dosering av restprodukterna, men bulkpris kan antas lågt jämfört med etanol och Brenntaplus. Pretorius et al. (2007) anger relativt hög driftskostnad för fruktoshaltig kolkälla.	Bör vara relativt god	Ev energikrävande pumpning och lagring (förhöjd temperatur för att undvika kristallisering).	ATEX, skyddsåtgärder Ofarlig vid hantering. ATEX: Nej.
RTP	Mycket korta transporter, inga extra utsläpp vid produktion (hade producerats ändå).	Ja	Högst SDNR, samma storleksordning som etanol. Näst lägsta COD/N-kvot, samma storleksordning som etanol.	Okänd, men bör likna den hos etanol, dvs kan förväntas vara kort.	Lägst Y (låg slamproduktion förväntas). Innehåller lättflyktiga ämnen, risk för evaporationsförluster. Biologiskt nedbrytbar (ej toxisk). Låga fosforsläpp.	Nära men frågetecken kring mängd	Näst största doseringsbehov.	Krävs högre dosering av restprodukterna, men bulkpris kan antas lågt jämfört med etanol och Brenntaplus.	Bör vara relativt god	Eventuella extra kostnader bör inte överstiga de för övriga kolkällor, se dock "ATEX".	Innehåller toxiska/frätande/brandfarliga ämnen och koncentrationen varierar över tid. Innehåller också frätande ämnen (ättiksyra, NaOH). ATEX kan vara aktuellt.
Sackaros	Mycket korta transporter, inga extra utsläpp vid produktion (hade producerats ändå).	Ja	Lägst SDNR (t o m lägre än avloppsvatten), mycket låg SDNR på basis av N-ekv (dvs ej fullständig denitrifikation). Låg hastighet bekräftas av Fu et al. (2022). Högst COD/N-ekv-kvot (näst högst COD/NO3-N-kvot).	Okänd. Fernández-Nava et al. (2010) lät acklimatisering pågå under 10 cykler (ca 10 dygn) för att säkerställa stabila förhållanden i labskaleförsök.	Högst Y (hög slamproduktion förväntas). Betydande nitritackumulering (högre än med dextran). Högst fosforsläpp.	Nära men frågetecken kring mängd	Tredje största doseringsbehov.	Krävs högre dosering av restprodukterna, men bulkpris kan antas lågt jämfört med etanol och Brenntaplus.	Bör vara relativt god	Kan krävas hög lagringstemperatur (för att undvika kristallisering), bör vara mer känslig i detta avseende jmf med dextran. Ev energikrävande pumpning.	Ofarlig vid hantering. ATEX: Nej.