
Svenskt Vatten

UTVECKLING

Rapport

Nr 2022-12

Rejektvattenrening med närings- återvinning

Teknisk och miljömässig bedömning av NPHarvest-teknologin
genom pilotförsök och livscykelanalys

Sofia Högstrand
Juho Uzokurt Kaljunen
Hamse Kjerstadius
Raed Al-Juboori
Karin Jönsson
Anna Mikola
Gregory Peters
Magdalena Svanström

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området.

Författarna är ensamt ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

RAPPORTENS TITEL	Rejektvattenrening med näringsåtervinning. Teknisk och miljömässig bedömning av NPHarvest-teknologin genom pilotförsök och livscykelanalys
TITLE OF THE REPORT	Reject water treatment with nutrient recovery. Technical and environmental evaluation of the NPHarvest technology using Life Cycle Assessment
FÖRFATTARE	Sofia Högstrand, Lunds tekniska högskola, Juho Uz Kurt Kaljunen, Aalto universitet, Hamse Kjerstadius, NSVA, Raed Al-Juboori, Aalto universitet, Karin Jönsson, Lunds tekniska högskola, Anna Mikola, Aalto universitet, Gregory Peters och Magdalena Svanström, Chalmers tekniska högskola
RAPPORTNUMMER	2022-12
ANTAL SIDOR	121
SAMMANDRAG	Projektet har utvärderat en ny teknik för återvinning av fosfor och kväve ur rejecktwater från rötkammare. Pilotförsök genomfördes under 2021 på testbädden RecoLab vid Öresundsverket i Helsingborg. Driftdata användes som bas för en livscykelanalys, och extraherade näringsprodukter analyserades för förorenande ämnen.
SUMMARY	The project has evaluated a new technology for the recovery of phosphorus and nitrogen from reject water from digesters. Pilot trials were carried out in 2021 in the RecoLab test bed at the Öresundsverket wastewater treatment plant in Helsingborg. Operational data were used as a basis for a life cycle assessment, and extracted nutrient products were analyzed for contaminants.
SÖKORD	Näringsåtervinning, rejecktwater, fosfor, kväve, livscykelanalys
KEYWORDS	Nutrient recovery, reject water, phosphorus, nitrogen, life cycle assessment
MÅLGRUPPER	Personal på anläggningar med strömmar med höga halter av kväve och fosfor (som avloppsreningsverk och biogasanläggningar) samt de som arbetar med livscykelanalys av avloppsvattenhantering och näringsåtervinning
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/
UTGIVNINGÅR	2022
UTGIVARE	© Svenskt Vatten AB
REFERENS	Högstrand S., Uz Kurt Kaljunen J., Kjerstadius H., Al-Juboori R., Jönsson K., Mikola A., Peters G. och Svanström M. (2022). Rejektvattenrening med näringsåtervinning. Teknisk och miljömässig bedömning av NPHarvest-teknologin genom pilotförsök och livscykelanalys. SVU-rapport 2022-12. Stockholm, Svenskt Vatten.

Om projektet

PROJEKTNUMMER	SVU 20-120
PROJEKTETS NAMN	NPHarvest – Hållbar återvinning av fosfor och kväve
PROJEKTETS FINANSIERING	Svenskt Vatten Utveckling, Richerts stiftelse, Aalto Universitet, Lunds tekniska högskola, Sweden Water Research, Nordvästra Skånes Vatten och Avlopp AB

Förord

Det här är slutrapporten från SVU-projektet *NPHarvest – Hållbar återvinning av kväve och fosfor*. Projektet initierades ur det ökande intresset hos VA-huvudmän för näringsåtervinning från rejektvatten. Flertalet tekniker för detta finns än så länge bara i pilotskala. Därför är det intressant att redan tidigt i utvecklingen få en skattning av olika processers miljöpåverkan med hjälp av livscykelanalys. Studien utgjorde ett tillfälle att få granska tekniker i pilotskala installerade på samma avloppsreningsverk, nämligen Öresundsverket i Helsingborg.

Projektet leddes från Nordvästra Skånes Vatten och Avlopp AB av Hamse Kjerstadius. Lunds tekniska högskola har ansvarat för ekonomisk redovisning av projektet genom docent Karin Jönsson. Aalto universitet i Finland har ansvarat för drift av pilotanläggningen för NPHarvest-tekniken samt analyser av återvunna produkter. Aalto universitet representerades av Juho Uzokurt Kaljunen, doktorand vid institutionen för byggd miljö, under handledning av professor Anna Mikola och doktor Raed Al-Juboori vid samma institution. Sofia Högstrand, doktorand vid institutionen för Kemiteknik på Lunds tekniska högskola, har under handledning av Karin Jönsson ansvarat för att genomföra livscykelanalysen av reningsteknikerna samt lett det övergripande arbetet med att sammanställa denna rapport. Expertstöd för arbetet med livscykelanalysen har erhållits av Magdalena Svanström och Greg Peters, båda professorer vid avdelningen för miljösystemanalys på Chalmers tekniska högskola i Göteborg.

Projektet har följts av en referensgrupp som har sammankallats i sin helhet vid två tillfällen, det första för att diskutera metodologi och systemgräns för livscykelanalysen och det andra för att komma med kommentarer på och föreslå justeringar av rapporten. Referensgruppen bestod av Gudrun Magnusson, Lidköpings kommun, David Gustavsson och Henrik Aspegren, Sweden Water Research, Viljami Kinnunen, Gasum i Finland, Pekka Österlund, MVTT i Finland, Tapio Lahti, Yara i Finland, Nuutti Lehtikuja, Teollisuudenvesi i Finland, Paula Lindell, VVY i Finland, samt Gunnar Thelin och Linnea Kollberg, Ekobalans Fenix AB.

Projektgruppen vill rikta ett stort tack till referensgruppen som på ett förtjänstfullt sätt har bidragit till arbetet.

Projektets praktiska försöksdelar samfinansierades med stöd från J. Gust. Richerts stiftelse.

Å projektgruppens vägnar

Hamse Kjerstadius, Sofia Högstrand och Juho Uzokurt Kaljunen

Innehåll

Förord.....	2
Sammanfattning.....	4
Summary	5
Förkortningar.....	6
1 Bakgrund	7
1.1 Syfte och frågeställningar	8
1.2 Genomförande.....	8
1.3 Rapportens upplägg och målgrupp	9
2 Öresundsverket, RecoLab och referenstekniken	10
2.1 Öresundsverket och RecoLab.....	10
2.2 Struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) vid RecoLab	11
3 Processutvärdering av pilotdrift med NPHarvest.....	13
3.1 NPHarvest.....	13
3.2 Inkommande vattenkvalitet.....	15
3.3 Pilotförsök vid RecoLab.....	16
3.4 Massbalans för kväve och fosfor	17
3.5 Energianvändning	20
4 Produktutvärdering.....	22
4.1 Prover och analysmetoder.....	22
4.2 NPHarvest.....	24
4.3 Struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N).....	27
4.4 Produktkvalitet och avsättning	28
5 Livscykelanalys.....	32
5.1 Metod	32
5.2 Mål och omfattning.....	33
5.3 Livscykelinventering	39
5.4 Miljöpåverkansbedömning.....	47
5.5 Identifiering av hotspots	54
5.6 Tolkning av resultaten	56
6 Diskussion	66
6.1 Svar på frågeställningarna.....	66
6.2 Näringsprodukterna	68
6.3 Effekter av viktiga antaganden.....	71
6.4 Studien i ett större sammanhang	78
6.5 Framtida studier	80
7 Slutsatser	83
Referenser	84
Bilaga A Kvalitetsanalyser	92
Bilaga B Indata LCA-modeller	108
Bilaga C Beräkning av torkningsenergi.....	118

Sammanfattning

Projektet har utvärderat en ny teknik för återvinning av fosfor och kväve ur rejektivatten från rötkammare. Pilotförsök genomfördes under 2021 på testbädden RecoLab vid Öresundsverket i Helsingborg. Driftdata användes som bas för en livscykelanalys, och extraherade näringsprodukter analyserades när det gäller förorenande ämnen.

Intresset kring näringsåtervinning av kväve (N) och fosfor (P) från avloppsreningsverk har ökat de senaste åren på grund av trenden mot en mer cirkulär ekonomi. Flera olika tekniker för näringsåtervinning från avloppsströmmar existerar idag. Syftet med det här projektet var att utvärdera NPHarvest-tekniken när det gäller dels kvaliteten på de utvunna näringsprodukterna i relation till rådande gränsvärden, dels miljöpåverkan från hela processen. I projektet användes genomgående data från struvitfällning och ammoniakstripping som referensteknik för bästa tillgängliga teknik.

NPHarvest-tekniken är utvecklad vid Aalto universitet i Finland och består av en förbehandling med kalciumhydroxid som resulterar i att fosfor fälls ut i en slamsliknande fosforprodukt, följt av ett kväveåtervinningssteg där ammoniak passerar ett membran, reagerar med en syra och bildar ett ammoniumsalt. Referenstekniken har utvecklats av Ekobalans Fenix AB och består av eco:P (struvitfällning) och eco:N (ammoniakstripping).

Försök i pilotskala genomfördes under 2021 på rejektivatten från källsorterat, rötat svartvatten från toaletter. Analyser på vatten- och produktkvalitet genomfördes för att bedöma teknikens effektivitet och produkternas användbarhet. Miljöpåverkan utvärderades med hjälp av livscykelanalys (LCA) för att identifiera områden med större påverkan, så kallade "hot spots", inom kategorier som klimatpåverkan, övergödning, försurning, toxicitet och resursanvändning. Resultaten beräknades per m³ inkommande rejektivatten, och miljöpåverkan från NPHarvest jämfördes mot referenstekniken för att förtydliga hot spots i teknikerna för näringsåtervinning.

NPHarvest-tekniken utvinnet 95 procent fosfor och minst 50 procent kväve. Ammoniumsulfat från NPHarvest visade sig vara en ren produkt med högt näringsinnehåll och låga halter av föroreningar, och den faller inom ramen för de kommande uppdateringarna inom EU-förordningen för återvunna näringsprodukter (EU 2019/1009). Fosforprodukten innehöll endast 1 procent fosfor, men högre halter av kalcium (7–8 procent) och kol (10 procent) och med ett föroreningsinnehåll långt under rådande gränsvärden för slamspridning på jordbruksmark. Denna fosforprodukt passar för närvarande inte in bland kategorierna i den nya EU-förordningen. En möjlighet skulle kunna vara att använda produkten som jordförbättringsmedel på grund av det höga innehållet av kalcium och kol.

Den största miljöpåverkan för NPHarvest visades härröra från utsläpp av ammoniak och produktion av kalciumhydroxid och elektricitet. Framtida utveckling av tekniken bör därför överväga slutna reaktorer för att undvika direkta luftutsläpp och utvärdera alternativ till användning av kalciumhydroxid. Dessutom bör torkning av ammoniumsaltet ske med energioptimerade tekniker. De miljömässiga fördelarna med NPHarvest visade sig vara främst i form av slupna utsläpp av lustgas och undviken användning av fällningskemikalie i huvudströmmen på avloppsreningsverket samt undviken produktion av mineralgödsel. Om dessa fördelar realiseras är både NPHarvest och referenstekniken klimatneutrala redan i den icke-optimerade skala som testats i Helsingborg.

Summary

The project has evaluated a new technology for the recovery of phosphorus and nitrogen from reject water from digesters. Pilot trials were carried out in 2021 in the RecoLab test bed at the Öresundsverket wastewater treatment plant in Helsingborg. Operational data were used as a basis for a life cycle assessment, and extracted nutrient products were analyzed for contaminants.

Nutrient recovery of nitrogen (N) and phosphorus (P) from wastewater treatment plants (WWTPs) has gained traction in recent years due to a trend towards a more circular economy. Several technologies exist for nutrient recovery from concentrated wastewater streams. In this project, the aim was to evaluate the NPHarvest technology (developed by Aalto University in Finland), in terms of 1) quality of recovered nutrient products compared to current legislation and reference products, and 2) environmental impact of entire process chain as compared to that of a reference for the state-of-the-art technology (struvite precipitation and ammonia stripping).

The NPHarvest technology includes pre-treatment with calcium hydroxide to create a P-rich sludge, and nitrogen recovery by ammonia transfer through membranes using acid to create ammonium salt. The reference technology is developed by Ekobalans Fenix AB and consists of the eco:P (struvite precipitation) and eco:N (ammonia stripping).

Pilot trials were performed during 2021 on reject water from source separated, digested black water from toilets. Analyses on water- and product quality were performed to determine process efficiency and product applicability. The environmental impact was analysed by life cycle assessment (LCA) to determine the main hotspots of the technologies for categories such as climate change, eutrophication, acidification, toxicity, and resource depletion. Results were calculated per m³ incoming reject water and the hotspots of NPHarvest were then contrasted to those of the reference technology.

The recovery of NPHarvest was 95% P and at least 50% N. The ammonium sulphate from NPHarvest was shown to be a clean product with high nutrient content and negligible pollutant content, and fits into the upcoming alteration of EU-directive of recovered nutrient products (EU 2019/1009). The P-product only contained 1% P, but higher levels of calcium (7-8%) and carbon (10%) and with a pollutant load well below existing guidelines on sludge application on farmland. The P-product does not presently fit into the new EU directive. One possibility might be to use it as a soil amendment product due to its high content of calcium and carbon.

The environmental hotspots of the NPHarvest technology were mainly high ammonia emissions and production of calcium hydroxide and electricity. Future development of the process should consider closed reactors to prevent direct air emissions and evaluate alternative chemicals to calcium hydroxide. Furthermore, energy optimisation of drying of the ammonium sulphate should be undertaken. The benefits of the technology were mainly in the form of avoided nitrous oxide emissions and avoided use of precipitation chemicals in the WWTP main line, as well as substituted production of mineral fertilisers. If these benefits are realised then NPHarvest, as well as the reference technology, are climate neutral already in this un-optimised set-up.

Förkortningar

Benämning	Förklaring
NPHarvest	Kommersiellt namn för en rejektivattenreningsteknik bestående av förbehandling med förstärkt sedimentering av fosfor med efterföljande avskiljning av kväve genom hydrofoba, gaspermeabla membran.
Ammoniumsalt	Gemensam benämning på de olika kväverika salter som kan utvinnas med NPHarvest eller ammoniakstripping beroende på vilken syra som används i tekniken. Vanligt förekommande är användande av svavelsyra vilket resulterar i saltet ammoniumsulfat.
Ammoniakstripping	Avskiljning av ammoniak vid högt pH (9,5–11) där ammoniak löst i vätska övergår i gasform i ett strippertorn med efterföljande extrahering av ammoniumsalt med hjälp av syra.
eco:N	Kommersiellt namn för kväveåterföringssteget för den vid RecoLab permanent installerade tekniken – det vill säga ammoniakstripping med efterföljande absorption och kristallisation till ammoniumsulfat i fast form.
Struvitfällning	Utfällning av struvit (MgNH_4PO_4) med tillsats av magnesium vid högt pH (8–9,5).
eco:P	Kommersiellt namn för fosforåterföringssteget för den vid RecoLab permanent installerade tekniken – det vill säga struvitfällning.

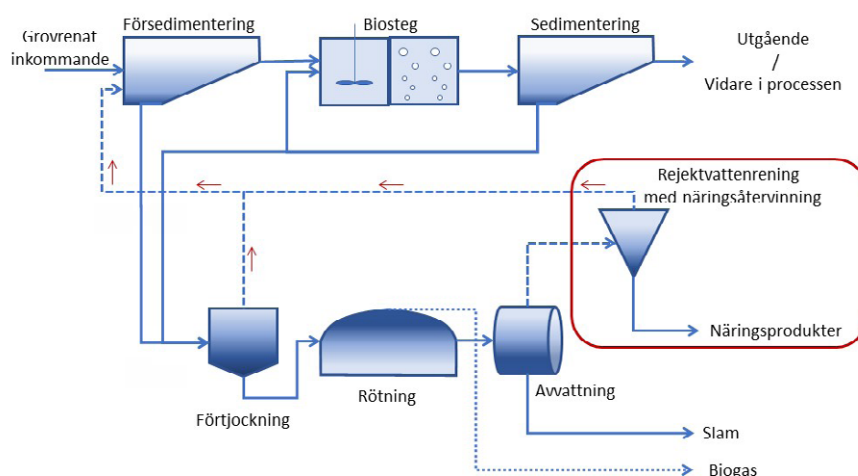
Förkortning	Förklaring
Livscykelanalys	
ADP	Abiotic Depletion Potential – Potential för utarmning av resurser
AP	Acidification Potential – försurningspotential
EP	Eutrophication Potential – övergödningspotential
ETP	Ecotoxicity Potential – ekotoxicitetspotential
GWP	Global Warming Potential – klimatpåverkanspotential
HTP	Human Toxicity Potential – humantoxicitetspotential
LCA	Life Cycle Assessment – Livscykelanalys
Övrigt	
AN	Ammoniumnitrat
HRP	Huvudreningspåverkan – påverkan på primära och sekundära reningsprocesser på reningsverket
TRL	Technology Readiness Level – teknikmognadsgrad
TSP	Trippelsuperfosfat

1 Bakgrund

Livsmedelsproduktion för en växande befolkning förutsätter en effektiv användning av kväve- och fosforgödsel. Kvävegödsel produceras idag främst genom den energiintensiva Haber-Bosch-processen (med naturgas som främsta energikälla) och fosfor är en fossil råvara som främst bryts i gruvor utanför Europa. EU har listat fosfor som en kritisk resurs som bör återvinnas (European Commission, 2014) och har påpekat att återvinning av kväve från avfall kan minska den globala energianvändningen och därmed även växthusgasutsläppen. Näringsåtervinning från avfall och avlopp är också en trend som vinner mark i EU – och som ett led i arbetet mot en cirkulär ekonomi håller EU:s förordning angående återvunna näringsprodukter (EU 2019/1009) på att uppdateras.

Det finns många avloppsströmmar, både kommunala och industriella, som innehåller höga halter av näringsämnen vilka i dagsläget inte utnyttjas för återvinning i större utsträckning. Särskilt rektvatten från rötning innehåller ofta högre halter av mineraliserade näringsämnen och är fokus för denna rapport (figur 1.1). Avloppsreningsverk utgör ofta dessutom en betydande källa för lustgasutsläpp (en potent växthusgas) på grund av den biologiska reningen där kväve ska avskiljas. Det finns därför flera ekologiska fördelar med att återvinna näringsämnen ur näringsrika avloppsströmmar; viktiga näringsämnen tas till vara vilket minskar behovet av nya material och dessutom minskar potentiellt miljöpåverkan från reningsverken om mindre mängd växthusgaser släpps ut. Till detta bör även läggas att avskiljning av näringsämnen från avloppsvatten också får till fördel att en marginal för att enklare nå reningsverkens utsläppskrav kan skapas och dessutom att kostnaden för denna hantering minskar (i form av mindre behov av energi för luftning och tillsats av fällningsmedel). I Sverige har diskussionen om spridning av avloppsslam på åkermark pågått under decennier (Bengtsson & Tillman, 2004) och innan återvunna näringsprodukter appliceras på jordbruksmark behöver därför kvaliteten avseende näringsinnehåll och föroreningshalter säkerställas. Ekonomiskt rimlig återvinning av kväve och fosfor ur avlopp är fortfarande en utmaning. För att uppnå önskad produktkvalitet har återvinning hittills visat sig vara dyrare än produktion från primära råvaror (Eekert m.fl., 2012).

Sammanfattningsvis kan det konstateras att det finns två huvudsakliga anledningar till att implementera rektvattenrening med näringsåtervinning: 1) för att minska utsläpp av näringsämnen till recipient och av växthusgaser till luft och 2) för att rektvattenströmmen innehåller höga halter av näringsämnen och således utgör en lämplig källa för effektiv återvinning av näringsämnen för att på så vis bespara ändliga resurser.



Figur 1.1

Röd avgränsning markerar studiens fokusområde, näringsåtervinning från rektvatten, i förhållande till huvudreningen i ett avloppsreningsverk.

En forskargrupp vid Aalto universitet i Finland har därför arbetat med frågorna om ekonomisk och energieffektiv återvinning av fosfor och kväve och har utvecklat en teknik för rejektivattenrening kallad NPHarvest. NPHarvest består av en förbehandling med avskiljning av fosfor och andra partiklar med hjälp av kalk och efterföljande kväveavskiljning med hjälp av hydrofoba, gaspermeabla membran. Två produkter erhålls från tekniken: ett fosfor- och kalkrikt slam samt ett ammoniumsalt med låga halter av föroreningar. Tekniken har potential att utgöra ett energieffektivt sätt för näringsåtervinning (Uzkurt Kaljunen m.fl., 2021) a newly developed nitrogen (N). Dess miljöpåverkan har dock hitintills varit okänd varför en livscykelanalys över NPHarvest var önskvärd för att fastslå miljöpåverkan för flera kategorier.

1.1 Syfte och frågeställningar

Projektets syfte var att identifiera miljöpåverkan av rejektivattenrening med näringsåtervinning av fosfor och kväve. Syftet nåddes genom att granska en teknik under utveckling i pilotskala (NPHarvest) och kontrastera dennas identifierade hotspots mot miljöpåverkan från en referensteknik (bästa tillgängliga teknik) i samma skala. Viktigt att notera är att det inte ingick inom ramen för detta projekt att värdera teknikerna i sig. Jämförelsen mellan teknikerna gjordes för att kontrastera hotspots, inte för att svara på frågan om vilken teknik som skulle vara mer relevant i en given kontext. Specifikt nåddes syftet genom att 1) kvantifiera egenskaperna hos de återvunna näringsprodukterna och 2) med hjälp av livscykelanalys identifiera processdelarna med störst miljöpåverkan.

Rapporten besvarar således följande frågor:

1. Hur effektiv är NPHarvest-teknologin när det gäller återvinningsgrad av fosfor och kväve, och vilken kvalitet håller de återvunna produkterna jämfört med referensprodukter och rådande bestämmelser?
2. Hur stor är NPHarvest-teknikens miljöpåverkan och hur skiljer den sig i de större dragen från miljöpåverkan från referenstekniken struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N)?

1.2 Genomförande

Projektet vilar på två ben som representeras av de båda forskningsfrågorna; den ena relaterad till näringsprodukterna, deras sammansättning och avsättning, den andra relaterad till miljöpåverkansbedömningen och identifieringen av hotspots. Projektet genomfördes därför också i två parallella arbetsmoment, båda under år 2021.

För det första byggdes en pilotskaleinstallation med NPHarvest-tekniken upp vid anläggningen RecoLab på Öresundsverket i Helsingborg. I samma anläggning fanns redan en befintlig installation med struvitfällning och ammoniakstripping i samma skala och således kunde driften jämföras på samma avloppsström och i samma skala. Från de båda installerade teknikerna så utvanns återvunna näringsprodukter som analyserades för näringsämnen och föroreningar. Vidare loggades driftsdata samt energiförbrukning för installationerna.

För det andra så utfördes en livscykelanalys över teknikerna i RecoLab. Livscykelanalysens systemgräns och känslighetsanalyser utformades tillsammans med projektets referensgrupp. Som indata användes driftdata och loggad energiförbrukning från driften i RecoLab i så hög utsträckning som möjligt. Rapporten innehåller även en tydlig redogörelse för utvecklandet av metodiken för livscykelanalysen som utförts inom projektet. Den tydliga redogörelsen är av specifikt intresse för den som önskar utföra liknande arbete för sin egen verksamhet.

Det bör påpekas att studien använt driftdata från mindre pilotanläggningar med flöden på ca 5m³/dygn. Läsaren bör därför undvika att jämföra specifika värden gentemot anläggningar i större skala som kan antas till en högre grad vara optimerade med avseende på näringsåtervinningsgrad, energianvändning och miljöpåverkan. Studien använder istället den unika möjlighet att ta data från referenstekniken som representerar bästa tillgängliga teknik (struvitfällning och ammoniakstripping) från anläggningar i samma skala och på samma anläggning. Jämförelse av tekniker i samma skala medförde också en intressant möjlighet att kontrastera ytterligare hotspots av miljöpåverkan mellan den studerade tekniken och referensen för bästa tillgängliga teknik för att på så sätt rekommendera lämpliga förbättringsmöjligheter och därmed styra utvecklingen av reningstekniken.

1.3 Rapportens upplägg och målgrupp

Rapporten vilar på två ben, dels de praktiska försöken och erhållna näringsprodukterna (kapitel 3–4) och dels den utförda livscykelanalysen för att fastställa miljöpåverkan från NPHarvest-tekniken (kapitel 5). Rapportens samtliga kapitel beskrivs nedan varpå rapportens avsedda målgrupp presenteras.

I kapitel två beskrivs de lokala förutsättningarna i Helsingborg samt den använda referenstekniken med ammoniakstripping och struvitfällning.

I kapitel tre presenteras resultat från pilotförsöken med NPHarvest samt en teknisk utvärdering av tekniken.

I kapitel fyra utvärderas de resulterande näringsprodukterna genom kemiska analyser och jämförelse av resultaten med gällande lagkrav.

I det femte kapitlet beskrivs livscykelanalysen, dess metod, mål och omfattning, datainventering, miljöpåverkansbedömning och tolkning.

Därefter sammanfattas hela rapporten i en diskussion i kapitel sex med därpå följande slutsatser i kapitel sju. Genom hela rapporten kommer således NPHarvest-tekniken att kontrasteras mot referenstekniken med bästa tillgängliga teknik i samma skala (eco:P och eco:N). Denna jämförelse möjliggör en djupare förståelse av miljöpåverkan från båda tekniker i studien.

Rapporten avslutas med appendix som presenterar detaljerade resultat för näringsprodukter, detaljerade indata för LCA samt beräkning över förångningsenergi.

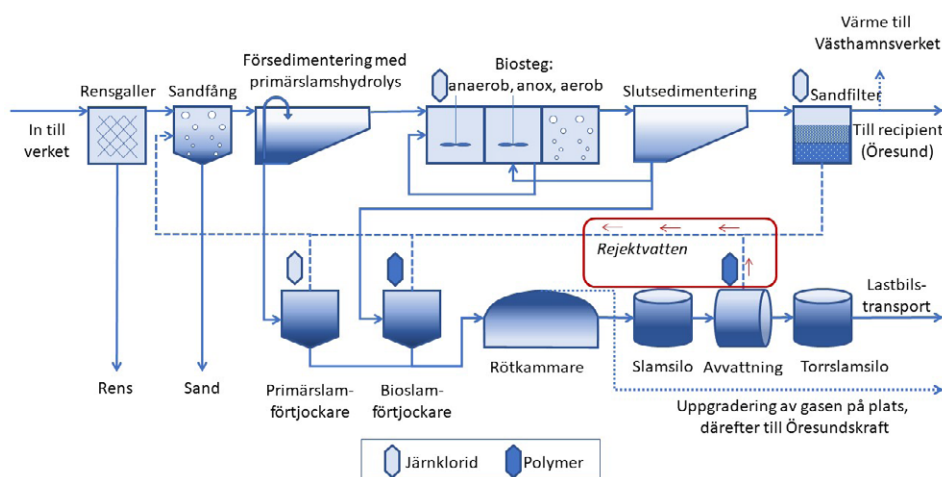
Målgruppen för rapporten är dels ansvarig personal på anläggningar med strömmar med höga halter av kväve och fosfor (såsom exempelvis avloppsreningsverk eller biogas-anläggningar) och dels de som arbetar med livscykelanalys av avloppsvattenhantering och näringsåtervinning.

2 Öresundsverket, RecoLab och referenstekniken

Detta kapitel inleds med ett avsnitt om de lokala förutsättningarna för pilotförsöken som företogs vid Öresundsverket och RecoLab i Helsingborg under år 2021.

2.1 Öresundsverket och RecoLab

Reningsverket Öresundsverket i Helsingborg är dimensionerat för 200 000 personekvivalenter och driftas av NSVA. En översikt av avloppsreningsverket visas i figur 2.1. Verket har biologisk fosforavskiljning (så kallad bio-P) men har haft en del problem med höga utgående halter av fosfor. En bidragande faktor är att både primärslam och bioslam leds till rötning vilket kan medföra att bioslammet med fosforackumulerande mikroorganismer släpper fosfat, något som vidare medför en hög intern belastning av fosfat i rejektvattnet som leds tillbaka till reningsverkets inlopp. Ett sätt att nå lägre utgående halter av fosfor, men även av kväve, vore således att implementera rejektvattenrening.

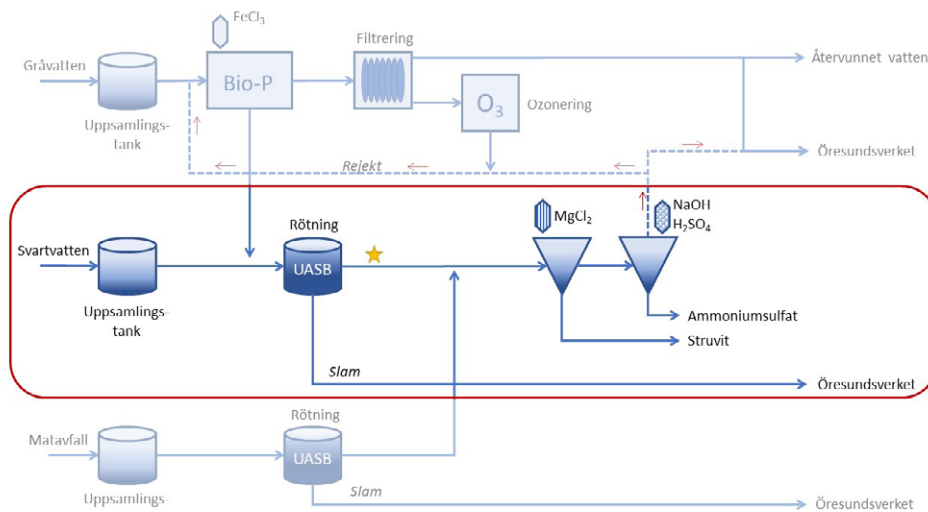


Figur 2.1

Schematisk bild över Öresundsverket. Notera hur både primärslam och bioslam rötas varefter slammet avvattnas och rejektvattnet leds tillbaka till sandfångst. Studiens fokusområde (rejektvattenbehandling) markeras med röd linje.

RecoLab är en nybyggd anläggning lokaliserad på Öresundsverket som består av en permanent behandlingsdel (utvecklingsanläggningen) och ett forskningsområde (testbädden). Behandlingsdelen vid RecoLab är utformat som ett komplett reningsverk för omkring 2 000 personekvivalenter, men behandlar enbart källsorterat avlopp från Helsingborgs nya bostadsområde Oceanhamnen. I detta område byggs bostäder och verksamheter med den källsorterande principen ”tre rör ut”, det vill säga en spillvattenledning för matavfall, en för svartvatten (toalettavlopp) och det tredje för gråvatten (från bad, disk och tvätt). Dessa källsorterade avloppsströmmar behandlas sedan i RecoLab enligt processchema i figur 2.2 nedan. Mer specifikt leds svartvattnet till rötning i slamsedimenterande röt-kammare där slammet avskiljs till botten av röt-kammaren med hjälp av en låg stighastighet. Från toppen dekanteras ett rötat avlopp som tillsammans med rejektvatten från slamavvattning på reningsverk; det vill säga generellt sett låg suspenshalt (<200 mg SS/l) men en hög koncentration av ammoniumkväve (ca 1200 mgNH₄-N/L) och fosfat (ca 90 mg PO₄-P/L). Det är detta vatten (rötat svartvatten) som användes vid de praktiska försöken i denna rapport. Det dekanterade vattnet leds till näringsåtervinning i anläggningen för struvitfällning och

kväveåtervinning som startades upp under 2021. Det renade vattnet leds därefter dels till gråvattenanläggningen och dels till Öresundsverket för ytterligare hantering innan utsläpp sker till Öresund.



Figur 2.2

Processchema över RecoLab. Linjen för svartvattenhantering är markerad i bild. Stjärnan indikerar uttagspunkt för det rötade svartvatten som använts vid de praktiska försöken i denna studie. UASB = Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor.

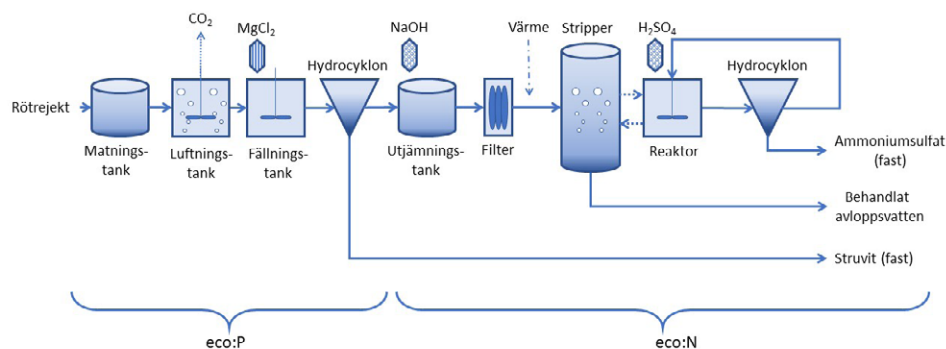
2.2 Struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) vid RecoLab

För näringsåtervinning från 5–20 m³/dygn rötat svartvatten är struvitfällning och ammoniakstripping installerade i den befintliga behandlingsdelen i RecoLab. Teknikerna har levererats av svenska Ekobalans Fenix AB under handelsnamnen eco:P (struvitfällning) och eco:N (ammoniakstripping, absorption och kristallisation). De resulterande produkterna från dessa tekniker är struvit och ammoniumsulfat i fast form som i sin tur kan användas direkt som gödningsmedel eller produktifieras vidare.

2.2.1 Teknisk beskrivning

Installationen på RecoLab är indelad i eco:P och eco:N enligt figur 2.3. Det inkommande, rötade rejecktvalet leds först till en utjämnande matningstank. Därefter leds vattnet till en luftningstank där koldioxid avdrivs för att höja pH. Sedan tillsätts magnesiumklorid (MgCl₂) för att fälla ut struvit (MgNH₄PO₄·6H₂O) vilken slutligen separeras ut med hjälp av en hydrocyklon och samlas upp i en säck.

Efter struvitfällningen pH-justeras vattnet med tillsats av natriumhydroxid (NaOH) till mellan pH 9,5–11 för att ammonium (NH₄⁺) ska övergå till ammoniak (NH₃). Från utjämningsstanken leds därpå vätskan genom ett patronfilter av polypropen för att avlägsna eventuellt kvarvarande suspenderat material. Dessa filter byts ut när de har satt igen, se avsnitt 5.3.4 *Förbrukningsmaterial* för vidare detaljer. Vattnet värms därefter med fjärrvärme i värmeväxlare till mellan 60–70° och fördelas i strippertorn över bärarmaterial. Här blåses luft in underifrån medan det inkommande vattnet leds ner ovanifrån. När luft och vatten möts övergår ammoniaken till luften och förs vidare till en reaktortank till vilken svavelsyra tillsätts. Ammoniaken och svavelsyran reagerar och bildar ammoniumsulfat som faller ut, separeras med en hydrocyklon och samlas även den i kristallform upp i en säck. Det behandlade avloppsvattnet lämnar strippertornerna och leds dels till inloppet av Öresundsverket, dels till gråvattenlinjen på RecoLab.



Figur 2.3
Processchema över anläggningen för struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) vid RecoLab.

2.2.2 Drift av Eco:P och eco:N under försökstiden

Anläggningen med eco:P och eco:N togs i drift först i slutet av september 2021 och led delvis av inkörningsproblem. Därför kunde tillräckliga mängder data ej samlas in för att utgöra grund för beräkningarna av materialflöden i livscykelanalysen. Inte heller kunde en rättvisande siffra för kemikalieförbrukning erhållas. Dock kunde energianvändning mätas liksom förbrukning av filter. Dessutom genomfördes kortare försök för mätning av ammoniakavgång vid trägen under säckarna där struviten och ammoniumsulfaten samlades upp (se avsnitt 5.2.7).

Tabell 2.1
Sammanfattning av NPHarvest och struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N).

	NPHarvest	eco:P och eco:N
Process	Förbehandling med fällning och sedimentering för fosforavskiljning. Därefter kväveavskiljning med gaspermeabla, hydrofobiska membran.	eco:P – struvitfällning och efterföljande separation med hydrocyklon eco:N – ammoniakstripping, absorption, kristallisation och avskiljning med hydrocyklon
Input av kemikalier	$\text{Ca}(\text{OH})_2$, H_2SO_4 ^[1]	MgCl_2 , NaOH , H_2SO_4 , citronsyra
Produkter	Fosforrikt slam och ammoniumsulfat i vätskefas	Struvit och ammoniumsulfat – båda i fast form
Teknik-mognadsgrad ^[2]	Piloskala (TRL = 5 – 6 ^[2])	Kommersiellt tillgänglig (TRL = 8 ^[2])

[1]: Dessa kemikalier gäller för försöken på RecoLab. Beroende på vattenkvalitet kan även andra kemikalier såsom PAX, polymer och kalkugnsstoff användas i förbehandlingen. Svavelsyran skulle dessutom kunna bytas ut mot exempelvis salpetersyra eller fosforsyra. [2]: Teknikmognadsgrad, även kallad TRL (Technology Readiness Level) enligt definition av EU:s Horizon 2020-program (European Commission, 2017).

3 Processutvärdering av pilotdrift med NPHarvest

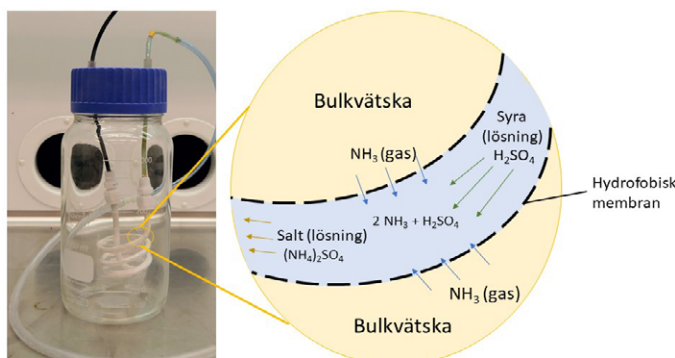
I detta kapitel utvärderas NPHarvest ur ett tekniskt perspektiv med störst fokus på resultaten från svartvattenförsöket av flera skäl. Svartvatten har en karaktär liknande ett rejektivatten av god kvalitet från ett välfungerande reningsverk (det vill säga låg halt av suspenderat material och hög koncentration av fosfor och kväve) och därmed har resultatet från försöket med svartvatten använts för livscykelanalysen för att underlätta generaliserande diskussioner och jämförelser.

3.1 NPHarvest

NPHarvest är en teknik som återvinner kväve och fosfor ur avloppsströmmar, framtagen av en forskargrupp vid Aalto universitet, Finland. Detaljer om processerna finns beskrivet i artiklar (tex Pradhan m.fl., 2019; Righetto m.fl., 2021a; b; och Uz Kurt Kaljunen m.fl., 2021) och examensarbeten (tex Konola, 2019). Nedan följer en sammanfattning av NPHarvest-processen.

3.1.1 Bakgrund

Den ursprungliga idén med NPHarvest var ammoniakåtervinning från urin med hjälp av hydrofobiska membran. Figur 3.1 visar den första uppställningen av membrankontaktorn: en glasbägare med en membranremsa. Ammoniaken passerar i gasform från bulken, genom membranet, och fångas upp av syran och bildar ett salt. Liknande laboratorieuppställning har även testats av andra forskargrupper (Boehler m.fl., 2015; Amaral m.fl., 2016). Den största skillnaden mellan dessa och NPHarvest är designidén bakom membrankontaktorn. Generellt sett brukar designen bestå av tätt packade membran vilket medför behov av grundlig förbehandling av den vätska som ska processas så att membranerna inte sätter igen. För smutsiga avloppsströmmar innebär detta en stor extra kostnad vilken negativt påverkar möjligheten att implementera ammoniakavskiljning. NPHarvest bygger istället på ett koncept med en kontaktor med löst packade membran. Detta innebär att membranerna kan klara av halter av suspenderat material på upp till 500–700 mg SS/l utan att sätta igen eller förlora i effektivitet vilket medför en lägre kostnad för förbehandling av avloppsvattnet än för tekniker med tätare packade membran.



Figur 3.1

Ursprunglig idé till NPHarvest: ammoniakåtervinning med membran. Foto och teckning: Juho Uz Kurt Kaljunen.

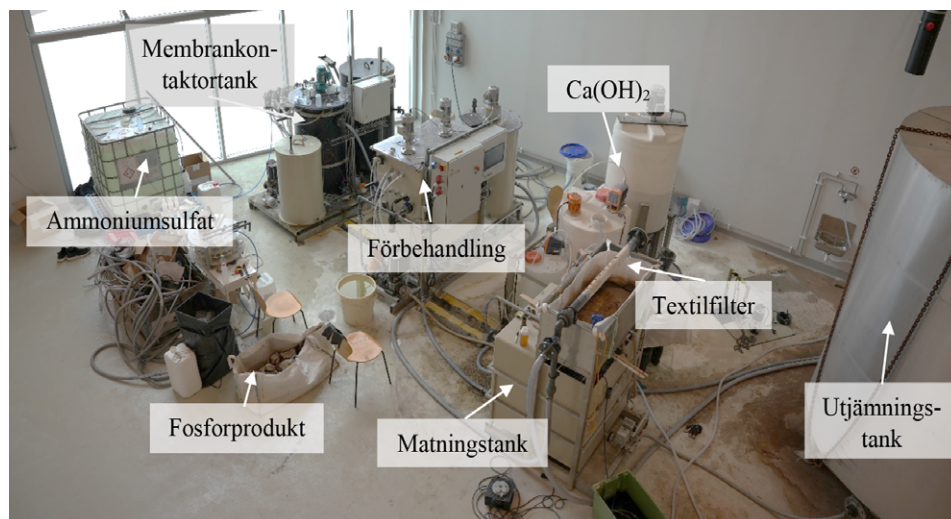
De inledande testerna i laboriemiljö visade att en kostnadseffektiv förbehandling skulle behövas för pilotförsök på mer svårbehandlat avloppsvatten (halter av suspenderat material > 1000 mg SS/l). Därför implementerades sedimentering med tillsats av kalk

då denna metod möjliggjorde separation av fosfor och fasta partiklar till en låg kostnad. NPHarvest testades sen i pilotskala under åren 2018 till 2020. Dessa tester visade positiva resultat med avseende på näringsåtervinning och kostnad (Uzkurt Kaljunen m.fl., 2021).a newly developed nitrogen (N. Då tekniken vid initiala kostnadsuppskattningar bedömdes vara bärkraftig jämfört med existerande teknik på marknaden har pilottester fortsatt att utföras.

3.1.2 Teknisk specifikation

NPHarvest-tekniken (figur 3.2) består av två delar: 1) förbehandling med fosforåtervinning, avskiljning av suspenderat material och pH-justering, och 2) membranbaserad kväveåtervinning. I förbehandlingen tillsätts kalciumhydroxid ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) under snabb omrörning. Fosfor (både organiskt bunden och i form av fosfat) och kolloidala ämnen fälls då ut för att sedan flockas under den efterföljande långsamma omrörningen. De bildade partiklarna separeras därefter i sedimenteringstanken. Vid behov kan även fällnings-, flocknings- och ballastkemikalie användas vid förbehandlingen. Vid försöken på RecoLab var det inkommande rötade vattnet av sådan kvalitet att endast kalciumhydroxid behövde tillföras i förbehandlingen. Det fosforrika slammet som separeras ut från sedimenteringstanken förs sedan till ett textilfilter som separerar den kväverika vätskan från slammet. Vätskeflödet returneras sedan till processen för att maximera kväveutvinningen i den andra delen av processen.

Tillsatsen av kalk medför även att pH höjs. Detta innebär i sin tur att jämvikten mellan ammonium och ammoniak skiftas till fördel för den sistnämnda. Ammoniaken övergår i gasfas vilken kan transporteras genom membranen och fångas av syran på andra sidan och därmed bilda en lösning av ammoniumsalt. Membrankontaktorn består av sex membranmoduler med svavelsyra som cirkulerar inuti. Svavelsyra användes här främst på grund av praktiska anledningar, men även andra syror som salpetersyra och fosforsyra har förmågan att binda ammonium och bilda salt. När syran har mättats med ammonium (när pH överstiger 2 i fallet med svavelsyra) ersätts den mättade lösningen i syratanken med en ny sats av syra.



Figur 3.2

Pilotutrustningen för NPHarvest med de olika delarna indikerade. Foto: Hilde Skar Olsen.

De resulterande produkterna från NPHarvest-tekniken är en flytande lösning av ett ammoniumsalt och ett fosforrikt slam med hög halt av kalcium och organiskt material. Båda dessa näringsprodukter är möjliga som gödningsmedel direkt eller som råmaterial inom gödselindustrin förutsatt att kvaliteten följer de lagkrav som finns för den tänkta användningen.

3.1.3 Fosforprodukten

Fosforproduktens sammansättning består av både organiskt material och mineraler och beskrivs därför mer ingående. Produkten består av avvattnat slam från en enkel koagulerings-flockningsprocess där kalk har tillsatts. Det koagulerade slammet medför att en hög andel av löst fosfor (fosfat) återfinns utfällt i produkten men även att kvaliteten avseende föroreningar i hög grad återspeglar hur förorenat avloppsvattnet som behandlades var. En låg halt fosfor men hög koncentration av suspenderade ämnen i avloppsvattnet medför alltså att även fosforhalten i produkten blir låg (som masskoncentration). På liknande sätt stannar tungmetaller, organiska föroreningar och läkemedel som inte bryts ned vid högt pH också kvar i fosforprodukten om de finns rikligt i den renade avloppsvattenströmmen. Slutligen så bidrar det höga pH som erhålls i processen till att minska den mikrobiella aktiviteten i den avttnade fosforprodukten.

3.2 Inkommande vattenkvalitet

I tabell 3.1 visas några utvalda kvalitetsparametrar för de båda rötreaktoren. De största skillnaderna dem emellan är relaterade till halterna suspenderad substans och näringsämnen. Halten suspenderad substans varierade mellan 600 och 1100 mg/l för rejecktattenförsöket medan den för svartvattenförsöket låg runt 100 mg/l. Fosforkoncentrationen i rejecktattenförsöket var ungefär det dubbla jämfört med svartvattenförsöket, men med en lägre kvävekoncentration. Dessa skillnader är relevanta när kvaliteten på de resulterande näringsprodukterna jämförs (kapitel 4). Dessutom kan tilläggas att alkaliniteten var betydligt högre i svartvattendekantatet (6600 mg HCO_3^- /l total alkalinitet) jämfört med ett generellt rejecktatten (3000-4900 mg HCO_3^- /l total alkalinitet (VAV, 1981)) vilket medförde en högre kemikalieförbrukning.

Tabell 3.1

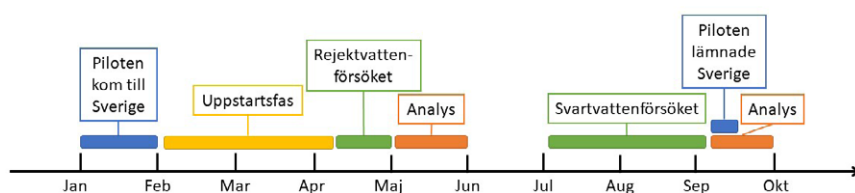
Utvalda kvalitetsparametrar för de ingående vattnen för rejecktatten- respektive svartvattenförsöket. Vattenproverna var rumstempererade (ungefär 20°).

Ämne	Antal prov	Enhet	Rejecktatten från Öresundsverket	Dekantat från Svartvatten-rötkammare
Näringsämnen				
Totalt organiskt kol (TOC) ^[1]	1	mg C/l	90	---[2]
Suspenderad substans (SS) ^[3]	5	mg SS/l	892 ± 493	94 ± 18
Totalkväve (TN) ^[3]	16	mg N/l	527 ± 56	1 168 ± 65
Ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$) ^[3]	16	mg N/l	487 ± 17	1 073 ± 272
Totalfosfor (TP) ^[3]	16	mg P/l	185 ± 18	91 ± 22
Alkalinitet (Alk-TA)	7	mg HCO_3^- /l	---	6600 ± 200
Tungmetaller				
Bly (Pb) ^[1]	1	mg/l	< 0,0050	< 0,0050
Kadmium (Cd) ^[1]	1	mg/l	< 0,0010	< 0,0010
Koppar (Cu) ^[1]	1	mg/l	0,093	0,035
Krom (Cr) ^[1]	1	mg/l	< 0,0050	< 0,0050
Kviksilver (Hg) ^[1]	1	mg/l	< 0,00010	< 0,00010
Nickel (Ni) ^[1]	1	mg/l	0,017	0,0082
Zink (Zn) ^[1]	1	mg/l	0,44	0,023
Mikroföroreningar				
Summa PAH ^[1]	1	µg/l	0,013	0,030
Summa PCB ^[1]	1	µg/l	0	0
Summa PFAS ^[1]	1	ng/l	53	3,9
Ibuprofen ^[1]	1	µg/l	8,5	350
Hygieniska parametrar				
Escherichia coli ^[1]	1	MPN/100 ml	10 200	>242 000
Intestinala enterokocker ^[1]	1	MPN/100 ml	1 322	>242 000

[1]: Extern analys genomförd av Eurofins baserad på ett stickprov per vatten; [2]: Analysresultatet av TOC på dekantatet bedömdes felaktigt och förkastades; [3]: Analys genomförd vid Lunds universitet. Resultaten är medelvärden av 5 eller 16 prover regelbundet tagna under de båda försöksperioderna.

3.3 Pilotförsök vid RecoLab

NPHarvest kördes i två omgångar under 2021 (figur 3.3). Den första omgången kördes 10 till 30 april med rejektvatten från Öresundsverkets avvattnade rötkammarslam. Det andra försöket sträckte sig mellan 5 juli och 7 september där istället dekanterat vatten från rötat svartvatten från RecoLab användes. Syftet med dessa försök var att testa tekniken under tillräckligt lång tid för att kunna erhålla tillförlitliga data att basera livscykelanalysen på. Inledningsvis var det tänkt att dessa försök skulle köras parallellt med referenstekniken på RecoLab (struvitfällning och ammoniakstripping). På grund av tekniska problem under uppstarten av referenstekniken beslutades dock att NPHarvest fick köras först och att uppstarten av den andra tekniken därefter skulle påbörjas på nytt. Detta innebar att vattenkvaliteten mellan försöken skilde sig något, men kvaliteten bedömdes ändå vara tillräckligt lik för att tillåta benchmarking av NPHarvest mot referenstekniken.



Figur 3.3

Tidslinje för pilotförsöket av NPHarvest 2021 vid RecoLab.

Driftparametrarna var i stort sett desamma för de båda testomgångarna med undantag för pH och flöde, se tabell 3.2. Rejektivattenförsöket genomfördes med högre flöde (138 l/timme) och högre pH (12) men kväveåtervinningen påverkades negativt av den korta hydrauliska uppehållstiden i membrankontaktorn. Svartvattenförsöket kördes därför med lägre flöde (102 l/timme) och lägre pH (10) för att öka uppehållstiden och minska användningen av kemikalier. På grund av en högre alkalinitet i inkommande vatten för det andra försöket (från ca 3200 mg HCO_3^-/l till ca 6600 mg HCO_3^-/l total alkalinitet) ökade dock förbrukningen av kalciumhydroxid markant jämfört med första testperioden. Samma omrörningshastigheter användes i de båda försöken (snabb och långsam omrörning, sedimenteringsskrapa samt omrörning i membrantanken).

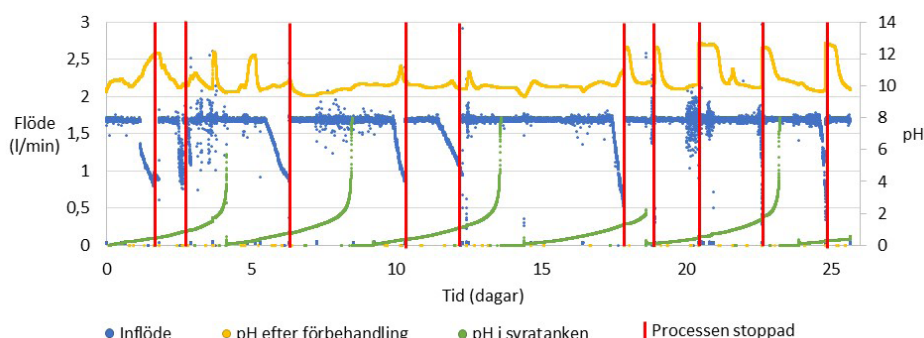
Driftparametrar	Enhet	Rejektivattenförsöket	Svartvattenförsöket
Flöde	l/timme	138	102
pH i förbehandlingen	---	12	10
Snabb omrörning	rpm	100	100
Långsam omrörning	rpm	10	10
Sedimenteringsskrapa	rpm	4	4
Omrörning i membrantank	rpm	50	50

Tabell 3.2

Driftparametrar för de båda testperioderna. rpm = varv per minut.

Överlag fungerade pilotanläggningen väl, förutom matningspumpen. Figur 3.4 visar inflödet (blå kurva), pH efter förbehandling (gul kurva) och pH i syratanken (grön kurva) för svartvattenförsöket. Grafen visar data utan avbrott. Piloten är byggd så att processen tar fart från där den var när ett avbrott inträffade. Volymerna för kemikalietankarna var inte tillräckligt stora för att köras fredag-måndag på grund av den tidigare nämnda höga alkaliniteten i svartvattnet och pilotanläggningen behövde därför stängas av. Dessutom uppstod det tekniska problem med matningspumpen som satte igen och eftersom pilotanläggningen endast sköttes av en person kunde det ta mellan 12–36 timmar innan problemen åtgärdats.

Den exponentiella ökningen av pH i syratanken (grön kurva) indikerade att tanken var mättad med ammonium och att svavelsyra behövde bytas ut. Trots problemen med matningspumpen fungerade näringsåtervinningen efter förväntan; en omgång med syra mättades med ammonium efter 4–5 dagar av kontinuerlig drift, och fosforåtervinningen låg stabilt på över 90 %.



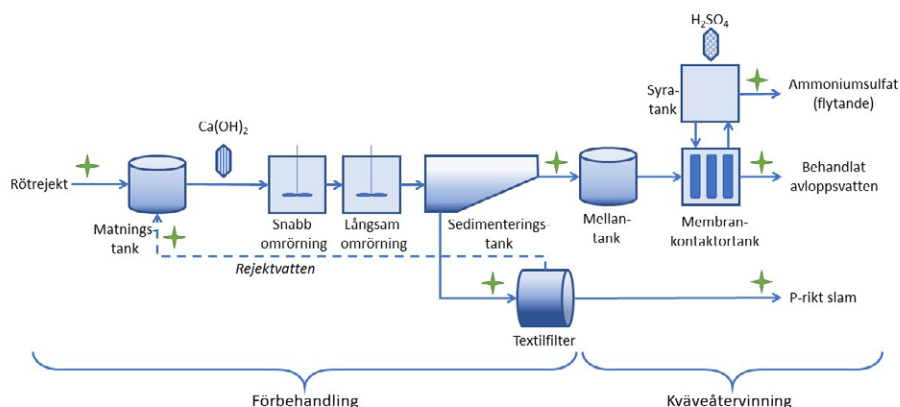
Figur 3.4

Svartvattenförsöket vid kontinuerlig drift. Avbrott i den inflödet markeras med röda linjer. Ökningen av pH i syratanken (grön kurva) indikerar att ammoniumsaltlösningen är redo att skördas. X-axeln visar en korrigerad tidslinje (25 av 53 försöksdagar) där dagar med driftstopp exkluderats.

3.3.1 Provtagning

För att kunna genomföra en livscykelanalys behövs en god förståelse av hur materialflöden ser ut och förändras under processen. En andel av denna ammoniak passerar membranen och utvinns i kväveprodukten medan en del avgår till luft och en del av kvävet följer med det behandlade vattnet tillbaka till huvudreningen. En intressant aspekt för denna studie var att bedöma hur mycket ammoniakemissioner som uppstår under drift då detta inte hade undersökts tidigare. Eftersom dessa ammoniakemissioner inte kunde mätas direkt behövde de istället beräknas utifrån mätningar av de övriga kväveflödena.

Stickprover togs från inkommande flöde, ut från sedimenteringen (från dekantatet såväl som från slamflödet), rejektströmmen tillbaka till matningstanken samt alla utgående flöden, se gröna markeringar i figur 3.5. Under svartvattenförsöket togs prover vid 16 tillfällen och under rejektvattenförsöket togs prover vid 11 tillfällen. Proverna togs i genomsnitt tre gånger i veckan, dock kunde driftavbrott medföra att provtagningsdagar skiftades.



Figur 3.5

Processchema över NPHarvest. Gröna stjärnor indikerar provtagningspunkter för stickprov för kemisk analys.

3.4 Massbalans för kväve och fosfor

Näringsåtervinningen fungerade efter förväntan, bortsett från en betydligt större avgång av ammoniak än vad som observerats i tidigare försök i Finland. Figur 3.6 visar de genomsnittliga massbalanserna för flöde, kväve och fosfor relaterade till inkommande flöde och mängd näringsämnen. Beräkningen av massbalanserna är baserad på online-flödesdata

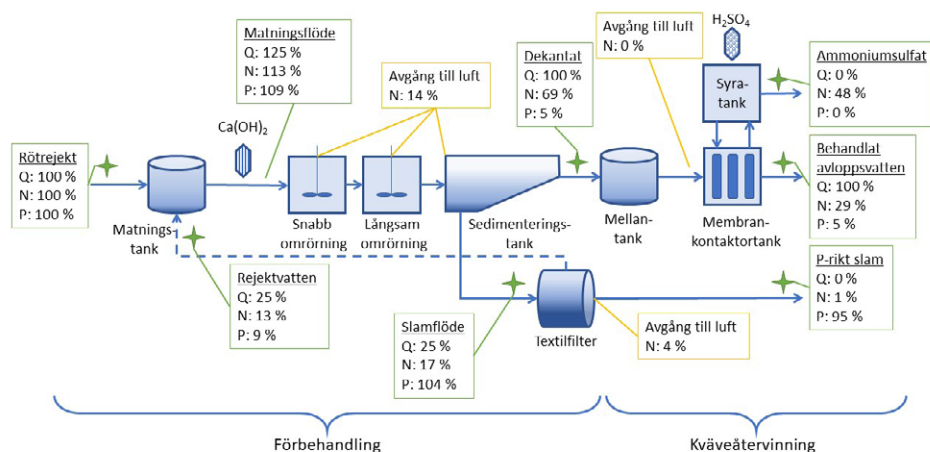
samt uppmätta koncentrationer i slutprodukterna och i vätskefasen i mätpunkterna. Massflöden (massa per tidsenhet) beräknades för alla delflöden (inkommande rötrejekt, utgående behandlat avloppsvatten, dekantat från sedimenteringen, slamflöde från sedimenteringen samt rektvatten från textilfiltret) över hela försöksperioden – i figur 3.7 visas förbehandlingen som exempel. För beräkning av ammoniakavgång från systemet jämfördes dessa massflöden med varandra.

Flödet av ammoniak genom membranen kunde inte mätas direkt utan uppskattades baserat på förändringar av ammoniumkoncentrationen i syratanken. Det antogs även att all ammoniak som ”försvann” från systemet avgick till luft då sedimentering eller biologisk aktivitet inte utgjorde rimliga förklaringar.

Viktigt att notera är hur mätosäkerheten påverkar slutresultatet och ökar med varje beräkning. Exempelvis kan online-flödesmätning ha en mätosäkerhet på upp till 10 % (Li m.fl., 2009). Dessutom har ammoniumanalyserna en mätosäkerhet på ca 15 % och totalfosforanalyserna på ca 10–25 % enligt analysrapporten från Eurofins. Därför är det rimligt att anta en generell felmarginal på mellan 10 och 20 %. Detta är viktigt att ha i åtanke i den efterföljande livscykelanalysen då ammoniakutsläppen visar sig ha stor påverkan på slutresultatet. En betydande parameter med stor osäkerhet bidrar rimligtvis med en stor osäkerhet vid tolkning av den uppkomna miljöpåverkan.

3.4.1 Kvävebalans

Massbalansen för kväve (Figur 3.6) slår fel på åtta procentenheter vilket framför allt beror på osäkerheten i uppskattningen av flux av kväve genom membranen. Värdena från dekantatet och i det utgående behandlade avloppsvattnet mättes direkt och baserat på dessa tillsammans med övergången av ammoniak genom membranen så skedde ingen avgång av ammoniak till luft i membrankontaktorn. Dock är de uppskattade värdena på ammoniummängden i syratanken och i det behandlade avloppsvattnet större än vad som uppmättes i dekantatet från sedimenteringen och det är här som felen i massbalansen blir tydliga.



Figur 3.6

Massbalans för NPHarvest med genomsnittliga värden, relaterade till inkommande flöde och mängd näringsämnen. Q = flöde. Grön ruta: mätvärden. Gul ruta: beräknade värden.

Enligt figur 3.6 återvinns ungefär 50 % av kvävet i inkommande vatten till ammoniumsulfatlösning. Det behandlade avloppsvattnet som lämnade processen från membran-kontaktorn innehöll omkring 30 % av kvävet vilket överensstämmer med tidigare försök (Uzkurt Kaljunen m.fl., 2021). Dock avgår omkring 18 % av kvävet till omgivande luft, vilket utgör ett stort utsläpp av ammoniak.

Beräkningarna av luftavgångarna är beskrivna ovan och skulle i så fall bero på öppna behållare i förbehandlingen av NPHarvest. Särskilt textilfiltret och sedimentationsbas-sängen hade stora öppna ytor och lång uppehållstid samtidigt som vätskan i tanken har ett högt pH vilket sammantaget skulle kunna medföra att ammoniak avgår som gas.

Utan utsläpp av ammoniak skulle återvinningsgraden till produkt därför ha varit närmare 70 %, vilket är vad som observerades i Finland (Uzkurt Kaljunen m.fl., 2021). Det är därför rimligt att tro att luftavgångarna av ammoniak skulle kunna minskas genom att exempelvis bygga över förbehandlingsdelen av processen till slutna processkärl. I livscykelanalysen har därför ett scenario som baseras på ett betydligt lägre utsläpp av ammoniak tagits fram som jämförelse.

Den ökade avgången av ammoniak jämfört med tidigare försök i Finland kan bero på ett flertal faktorer. Först och främst bör nämnas. Även problemen med matningspumpen kan ha haft påverkan på avgången av ammoniak, särskilt under den andra halvan av försöksperioden. I figur 3.7 visas att avgången till luft ökade betydligt efter dag 35. Efter denna tidpunkt ses även en generellt högre pH-nivå än tidigare vilket kan härledas till den ökade frekvensen av driftstopp. Dessutom skulle typen av kemikalier som användes möjligen kunna påverka avgången av ammoniak. I försöken i Finland användes förutom kalciumhydroxid även PAX, polymer och kalkugnsstoff (Uzkurt Kaljunen m.fl., 2021).

Ytterligare en annan möjlig förklaring är att ammonium oxiderades av nitrifierande bakterier vilket dock är osannolikt då processförhållandena inte är gynnsamma för bakterietillväxt (pH 10–12). Den enda möjliga platsen för nitrifiering är matningstanken innan tillsats av kalciumhydroxid, men den mycket låga slamåldern, den begränsade ytan för biofilmbildning samt bristen på luftning tyder på ogynnsamma förhållanden för biologisk aktivitet även här. Dessutom fanns inga märkbara spår av någon utvecklad biofilm vid manuell inspektion av tanken.

3.4.2 Fosforbalans

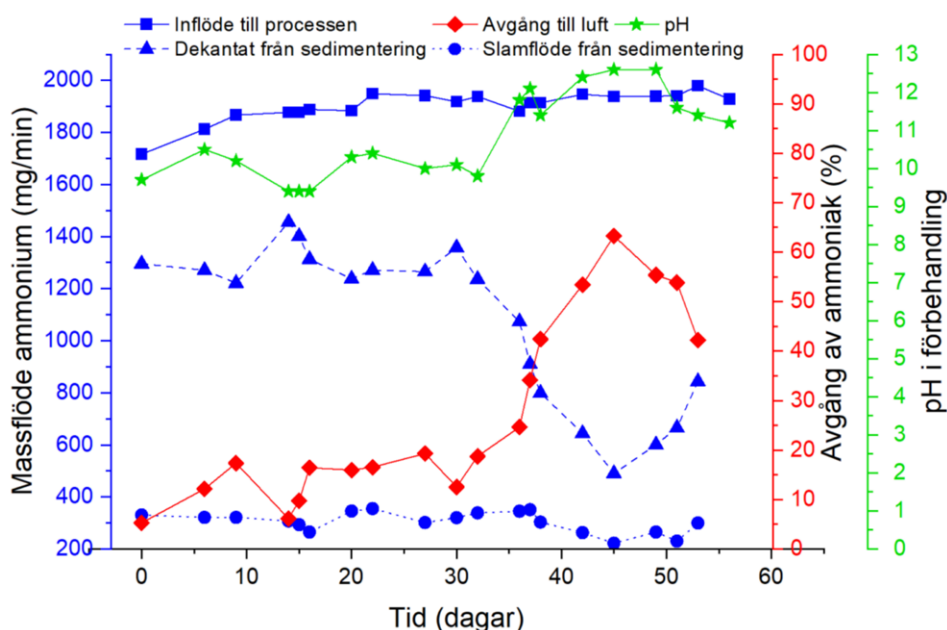
Massbalansen för fosfor är betydligt mindre komplicerad än den för kväve. Kalciumhydroxiden faller ut 90–95 % av fosfor i omrörningstankarna och med en total återvinningsgrad på ca 95 % för svartvattenförsöket innebär detta att ca 5 % lämnar processen med utgående vatten. Mängden fosfor i det fosforrika slammet är beräknad utifrån återvinningsgrad tillsammans med antagandet att ingen avsättning av fosfor sker i processens delsteg. Den totala mängden fosforprodukt, å andra sidan, är beräknad utifrån massflödet för suspenderat material i textilfiltret tillsammans med fosforkoncentrationen i slamflödet från sedimenteringstanken. Denna beräkning innehåller dock en del osäkerheter då värdet på det totala vätskeflödet genom filtret är grovt uppskattat. Halten suspenderat material i rejektivattenförsöket var betydligt högre än motsvarande värde för svartvattenförsöket vilket således innebär en större slamproduktion i rejektivattenförsöket. Fosforinnehållet i fosforprodukterna från båda försöken analyserades även av Eurofins men detta värde överensstämmer dock inte med det på ovan nämnda sätt beräknade. Detta analysresultat skulle nämligen innebära en återvinningsgrad på endast drygt 6 %, medan den uppmätta avskiljningen i processen låg på runt 95 % för svartvattenförsöket.

Analysen av Eurofins är baserad på ett enskilt stickprov och har därmed en viss inneboende osäkerhet. Generellt anses analysresultaten emellertid fortfarande vara tillförlitliga eftersom skillnaden i fosforinnehåll även relateras till osäkerheterna från författarnas egna beräkningar och antaganden. Det huvudsakliga syftet med analyserna från Eurofins var att karaktärisera föroreningsinnehållet i näringsprodukterna. Dessa resultat över föroreningar har inte föranlett någon anledning att betvivla deras trovärdighet. Skillnaden mellan analys och beräkning borde snarare härröra ur uppskattningen av mängden fosforprodukt som samlas upp i textilfiltret. Detta utgör dock endast en grov uppskattning vilken främst används för beräkning av miljöpåverkan för transporten av fosforprodukten i livscykelanalysen. Därför användes metoden baserad på återvinningsgraden på 95 % för beräkning av massbalansen av fosfor istället för den mer osäkra metoden baserad på massflödet av suspenderat material i textilfiltret. I en anläggning av större skala skulle dock en mer avancerad hantering av fosforprodukten än textilfilter implementeras och denna osäkerhet därmed byggas bort.

3.4.3 Osäkerheter och instabil process

Massbalansen i figur 3.6 representerar en process i *steady state* så som processen skulle körts i ett idealt, kontinuerligt scenario eller i fullskala. Så är dock inte fallet för de flesta processer i pilotskala vilka sällan är helt stabila. Figur 3.7 visar avgång av ammoniak och massflöden av kväve i förbehandlingen över tid. Avgång av ammoniak till luft (röd romb) är baserad på antagandet att all ammonium som "försvinner" från vattensystemet avgår som ammoniakutsläpp till luft och utgår således ett "worst case scenario". Massflödena av ammonium i inkommande flöde (blå fyrkanter) och i slamflödet från sedimenteringen (blå cirkel) är tämligen stabila under försöket men massflödet av ammonium i dekantatet från sedimenteringen (blå triangel) minskar drastiskt efter 32 dagar. Detta sammanfaller med en period av högre pH (grön stjärna), beräknat som dygnsmedel, efter dag 35. Utifrån detta resultat blir det tydligt att det är mest optimalt att hålla pH runt 10 för att få en effektiv kväveutvinning med membranen och att ett högre pH är sämre för processen och därtill kräver mer kemikalier.

Massbalansen i figur 3.6 är baserad på de första 32 dagarna eftersom processen då var som mest lik en process i jämvikt (*steady state*). Ammoniakemissionerna från textiltfiltret låg då stabilt på 4 % och ingen avgång noterades från membrankontaktortanken medan utsläppen från förbehandlingen beräknades uppgå till ca 14 %. Trots de osäkerheter som är behäftade med analyserna av ammoniumkoncentrationerna – och därmed även i beräkningen av ammoniakemissioner – så resulterade pilotförsöken i tillräckliga datamängder för att kunna identifiera hotspots och därmed även utvecklingsbehov för tekniken i den efterföljande livscykelanalysen.

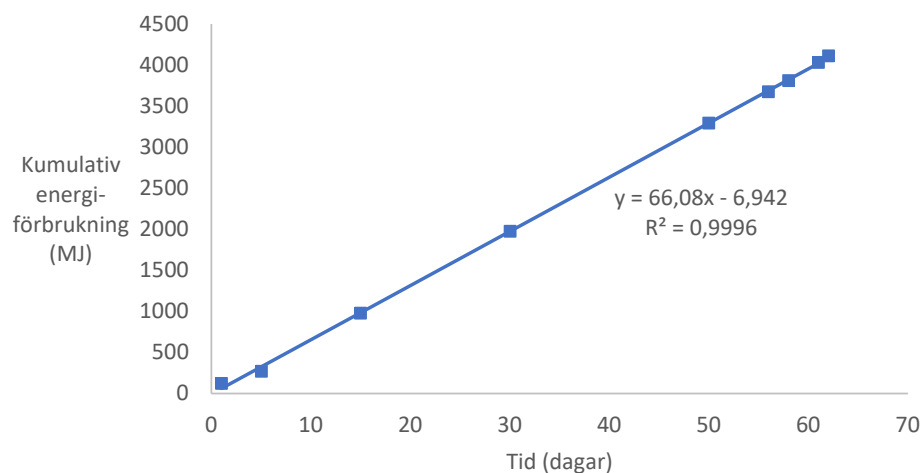


Figur 3.7

Ammoniakemissioner och massflöden av ammonium från förbehandlingen under svartvattenförsöket. Avgången av ammoniak beräknad som skillnaden mellan inkommande vatten (blå fyrkant) och utgående flöden. pH (grön stjärna) indikeras i grafen som dygnsmedel utifrån online-mätningar.

3.5 Energianvändning

Energianvändningen under testperioden var mycket stabil. I figur 3.8 visas den kumulativa elförbrukningen för svartvattenförsöket vilken är linjärt korrelerad med en energiåtgång på 66 MJ per dag. Trots att processen inte kördes under betydande delar av testförsöket så påverkades inte energianvändningen i nämnvärd utsträckning då det mesta av utrustningen (som omrörare och automationssystemet) oftast var igång även om inget vattenflöde leddes genom processen. Dessutom var matningspumpen oftast igång även om den inte producerade något flöde vilket också bidrog till energianvändningen. Därför erhöles ett värde på energianvändningen som i princip motsvarar kontinuerlig drift, vilket är till fördel för den efterföljande livscykelanalysen.



Figur 3.8

Kumulativ energianvändning för NPHarvest under svartvattenförsöket. Förbrukningen är linjär trots avbrott i driften eftersom den större delen av utrustningen (omrörare, sensorer och några pumpar) fortsatte att köra även om inget flöde leddes genom pilotanläggningen.

Med ett flöde på 102 l/timme motsvarar energianvändningen på 66 MJ/dag ett behov på 27 MJ/m³. I detta värde inkluderas dock inte den beräknade energimängden som skulle krävas för torkning av kväveprodukten till kristalliserad ammoniumsulfat. Energiförbehovet vid torkning av kväveprodukten baseras på beräkning av det termiska energibehovet (se utförligare beskrivning i bilaga C) och uppgår till 69 MJ/m³. Denna torkningsenergi utgör således 72 % av det totala energibehovet, vilket diskuteras vidare i livscykelanalysen i kapitel 5.

4 Produktutvärdering

I detta kapitel beskrivs först de olika analysmetoder som använts (4.1). Därefter presenteras produkterna för NPHarvest (4.2) och referenstekniken med struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) (4.3). Resultaten jämförs slutligen med gränsvärden tänkt användning (4.4).

4.1 Prover och analysmetoder

Proverna analyserades delvis av rapportförfattarna själva i laboratorium vid Öresundsverket samt Aalto och Lunds universitet respektive av externt laboratorium.

Analys för suspenderade ämnen (SS), COD (*Chemical Oxygen Demand*), totalfosfor, fosfat, totalkväve samt ammoniumkväve genomfördes i laboratorium på Lunds universitet enligt standarder specificerade i tabell 4.1. Totalkväve och COD analyserades med Hach Lange-kyvetter (LCK338 respektive LCK714). Övriga parametrar analyserades med jonkromatograf (IC, Metrohm ECO IC). Jonkromatografen kalibrerades för att mäta ammoniumkoncentrationer under 50 mg/l och fosfatkoncentrationer under 20 mg/l. Prover för totalfosfor förbehandlades enligt standard SFS 3026 (1986).

Parameter	Analysmetod eller standard
Suspenderade ämnen (SS)	ISO 11923:1997
Organiskt material (COD)	Hach Lange-kyvetter (LCK 714)
Totalfosfor (TP)	SFS 3026 (1986) + Jonkromatograf
Fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$)	Jonkromatograf
Totalkväve (TN)	Hach Lange-kyvetter (LCK338)
Ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$)	Jonkromatograf
Kväve i fast ammoniumsulfat	XRF (X-Ray Fluorescence), PANalytical (WD)XRF 180 Axios mAX, vid Aalto universitet
Flöde	Onlineflödesmätare IFM, 3/4", DN20, 18...30 DC, 95 mA, 0,2...50 l/min
Alkalinitet (Alk-TA)	ISO 9963-1:1994

Tabell 4.1

Parametrar som analyserades vid Lunds universitet och deras respektive analysmetod eller standard.

Kvalitetsrelaterade analyser såsom tungmetallinnehåll, förekomst av organiska föroreningar och andra hygieniska kvalitetsindikatorer genomfördes av Eurofins och baserades på enskilda stickprov av inflöden samt resulterande produkter. Två prov på inkommande vattenkvalitet och sex prov på näringsprodukter (se tabell 4.2) analyserades externt. Ett prov på inkommande vattenkvalitet togs för varje försök för att analysera om och vilka föroreningar som fanns i flödena och hur dessa sedan förekom i de resulterande näringsprodukterna. Näringsproduktproverna utgjordes av två prover av ammoniumsulfat från NPHarvest som extraherats vid olika pH (pH 2 och pH 3,7), två fosforprodukter från NPHarvest (varav den ena kom från rejektvattenförsöket och det andra från svartvattenförsöket) samt två prover från referensteknikens produkter (struvit och ammoniumsulfat).

Provpunkt	Prov	Provets fas	Anledning till analys
Inkommande	Rejektvatten från Öresundsverket	Flytande	Prov på inkommande rejektvatten till pilotanläggningen för att undersöka vilka föroreningar som förekommer.
	Dekantat från svartvattenrötkammare		
NPHarvest	P-produkt från rejektvattenförsöket	Fast	För att bedöma produktens lämplighet som gödningsmedel (halter av fosfor, kalcium, kol och föroreningar) samt för jämförelse med prov på inkommande för att bedöma hur olika föroreningar påverkas av processen.
	P-produkt från svartvattenförsöket		
	Ammoniumsulfat pH 2	Flytande	För att bedöma kvävehalt och eventuell förekomst av föroreningar.
	Ammoniumsulfat pH 3,7		
Referensteknik (eco:P och eco:N)	Struvit	Fast	För benchmarking av produkterna från NPHarvest mot produkter från en referensteknik.
	Ammoniumsulfat	Fast	

Tabell 4.2

Prover skickade till Eurofins och anledningen till att de analyserades.

Analys	Standard/metod	Kommentar
Näringsämnen		
TOC, TIC, C	SS-EN 15936:2012	TOC mättes för alla prov. TIC och C endast i fasta prover.
P (flytande)	SS-EN ISO 15681-2:2018	Flytande prover
N (flytande)	ISO 29441:2010	Flytande prover
NH ₄ ⁺ (flytande)	ISO 15923-1:2013 Annex B	Flytande prover
Tungmetaller		
Metaller + P	SS028150:1993	Metaller analyserades med denna metod i samtliga prov. Fosfor endast i fasta prover.
Mikroföroreningar		
Läkemedel och hormoner	EPA 359, EPA 1694	Se Appendix A för fullständig lista
PFAS 30 (fast) PFAS 33 (flytande)	DIN 38418-14. Anal. Chem.2005,77,6353 DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015	Samtliga prover
PAH6 (fast) PAH6 (flytande)	SNV 3829 Intern metod	Samtliga prover
PCB7 (fast) PCB7 (flytande)	SNV 3829 Intern metod	Samtliga prover
4-Nonylfenol (fast) 4-Nonylfenol (flytande)	SNV 3829 Intern metod 0250	Samtliga prover
Hygieniska parametrar		
E. Coli	NMKL 123, 4. Ed, 2005	Samtliga prover
Salmonella	NMKL 71, 5. Ed, 1999	Samtliga prover
Enterokocker	IDEXX Enterolert®	Samtliga prover
Legionella	BSEN ISO 11731	Samtliga prover

Tabell 4.3

Standarder och metoder använda vid produktanalys.

Vidare analyserades produkterna för förekomst av olika läkemedel och andra organiska föroreningar. Därför analyserades över 200 olika parametrar och ämnen för att bedöma kvaliteten på näringsprodukterna och deras duglighet som (råmaterial till) gödningsmedel. Analyserna inkluderar utöver näringsinnehåll (fosfor-, kväve- och kolhalter), tungmetaller, läkemedel och andra organiska mikroföroreningar samt flera hygieniska parametrar. För de flesta av dessa parametrar finns idag inga lagkrav för gödselanvändning varför analyserna utfördes av förebyggande intresse. Kvalitetsanalyserna genomfördes av Eurofins enligt de metoder som står listade i tabell 4.3.

4.2 NPHarvest

4.2.1 Fosforprodukten

Fosforprodukten (figur 4.1) är betydligt mer varierande i sin karaktär än kväveprodukten då den i högre utsträckning beror på det inkommande vattnets sammansättning. Resultaten av analyser på fosforprodukterna från de båda testperioderna visas i tabell 4.4 (hela listan av undersökta ämnen finns i Appendix A, tabell A.2). Det höga pH-värdet reducerar dock effektivt de bakterier som finns i slammet och verkar därför för en god hygienisk kvalitet (Konola, 2019) och både *E. coli* och enterokocker är under detektionsgränserna för båda försöksomgångarna. Näringsinnehållet i fosforprodukten är tämligen lågt (ungefär 1 % fosfor), men så är även innehållet av föroreningar. Dessutom innehåller fosforprodukten ungefär 10 % kol och 7–8 % kalcium vilket kan anses ge fosforprodukten jordförbättrande egenskaper. Avvattning av produkten sker lätt och det resulterande torkade slammet innehåller endast lite vatten (50 % TS) och är därmed relativt enkelt och billigt att frakta.



Figur 4.1

Fosforprodukten efter
lufttorkning.

Foto: Juho Uz Kurt Kaljunen.

Fosforprodukten från rejektvattenförsöket har en betydligt större mängd fosfor jämfört med den från svartvattenförsöket vilket förklaras av de högre ingående halterna av fosfor (185 mg P/l jämfört med 91 mg P/l, se tabell 3.1) som kom av rötningen av både primärslam och bio-P-slam. Tungmetallhalterna ligger under de svenska och finska gränsvärdena för gödningsmedel (Förordningen (1998:944) om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter; Ruokavirasto, 2021) och halterna av organiska mikroföroreningar ligger, utom i undantagsfall, nära detektionsgränserna.

Ämne	Enhet	P-produkt svartvatten	P-produkt rejektivatten
Näringsämnen			
Torrsubstans (TS)	%	50,5	50,9
Kalkverkan (som CaO)	% TS	56	53
Kol (C)	% TS	11,6	10,4
Kväve Kjeldahl	mg/kg	590	1500
Ammoniumkväve (NH ₄ -N)	mg/kg	210	170
Fosfor (P)	mg/kg TS	5000	17 000
Tungmetaller			
Bly (Pb)	mg/kg TS	0,6	1,3
Kadmium (Cd)	mg/kg TS	0,11	0,18
Koppar (Cu)	mg/kg TS	0,67	10
Krom (Cr)	mg/kg TS	1,1	2
Kvicksilver (Hg)	mg/kg TS	u.d.	u.d.
Nickel (Ni)	mg/kg TS	5,4	6,7
Zink (Zn)	mg/kg TS	< 19	21
Mikroföroreningar			
Summa PAH6	mg/kg TS	u.d.	u.d.
Summa PFAS	µg/kg TS	u.d.	3,2
Summa PCB7	mg/kg TS	u.d.	u.d.
Ibuprofen	mg/l	0,49	u.d.
Hygieniska parametrar			
Escherichia coli	cfu/g	u.d.	u.d.
Enterokocker	cfu/g	u.d.	u.d.

Tabell 4.4

Utdrag ur analysresultat för fosforprodukterna för NPHarvest. Värdena är baserade på ett stickprov per produkt. "u.d." = under detektionsgräns.

4.2.2 Kväveprodukten

Ammoniumsulfatlösningen koncentrerades med en rotavapor (figur 4.2, till vänster) för att användas i odlingsförsök av Yara. Dessa försök har vid tidpunkten för rapportens skrivande ännu inte genomförts och behandlas därför inte ytterligare här. De planerade försöken nämns dock här då denna uppkoncentrering av kväveprodukten innebar att proverna behövde spädas igen innan de skickades till Eurofins för kvalitetsanalys. Prover på samma produkt var nämligen önskvärda så att produktkvaliteten och odlingsförsöken skulle spegla varandra. På grund av denna uppkoncentrering med efterföljande utspädning har analysresultatet från Eurofins skalats om med en faktor på 3,5 för att motsvara kväveprodukten som produceras i NPHarvest-tekniken (rena analysvärden finns i Bilaga A, tabell A.1). Lösningen som kommer ut från pilotanläggningen, vilken inte kan binda mer ammonium, har en ammoniumhalt på 24 000 mg NH₄-N/l och innehåller inga föroreningar. För den koncentrerade lösningen i figur 4.2 (mitten) är ammoniumhalten 105 000 mg NH₄-N/l medan den kristalliserade produkten har en kvävehalt på 20 % (figur 4.2, till höger).



Figur 4.2

Rotavapor i laboratorieuppställning för koncentrerad av kväveprodukten (till vänster) samt resulterande kväveprodukter från NPHarvest: en med rotavapor koncentrerad lösning med kristallbildning (mitten) och en torkad, kristalliserad produkt (till höger). Foton: Juho Uzokurt Kaljunen.

I tabell 4.5 visas utvalda kvalitetsparametrar för den ammoniumsulfatlösning som kommer ut ur processen, före torkning. Lösningen extraherades vid två olika pH (pH 2 och pH 3,7) för att undersöka optimalt tillfälle för utvinning. Provet som togs vid pH 2 uppvisar en högre kvävehalt än det som togs vid pH 3,7. Detta tyder på att det senare provet spädades ut av vattenånga som passerade membranet innan provtagning skett. Värt att ha i åtanke är dock att proverna i tabell 4.5 är baserade på ett stickprov per lösning och analyserades externt av Eurofins. Parallellt utfördes även analyser vid Lunds universitet som visade på ett genomsnittligt värde (baserat på fyra prover per lösning) för ammoniumkoncentrationen i båda lösningarna på ungefär 24 000 mg $\text{NH}_4\text{-N/liter}$. Värdet på kvävehalten i det enskilda stickprovet för pH 3,7 (15 400 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$) kan alltså diskuteras och skulle kunna utgöra ett felaktigt värde då den inte matchar övriga data.

Ämne	Enhet	Ammoniumsulfat (pH 2)	Ammoniumsulfat (pH 3,7)
Näringsämnen			
Kväve Total (TN)	mg/l	19 950 ^[1]	15 400
Ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$)	mg/l	23 450	15 400
Fosfor (P)	mg/l	0	0
Tungmetaller			
Bly (Pb)	mg/l	0,7	0,16
Kadmium (Cd)	mg/l	u.d.	u.d.
Koppar (Cu)	mg/l	0,32	0,91
Krom (Cr)	mg/l	0,03	0,04
Kvicksilver (Hg)	mg/l	u.d.	u.d.
Nickel (Ni)	mg/l	0,08	0,1
Zink (Zn)	mg/l	15,8	7
Mikroföroreningar			
Summa PAH6	µg/l	u.d.	u.d.
Summa PFAS	ng/l	0	10,5
Summa PCB7	µg/l	0	0
Ibuprofen	µg/l	u.d.	u.d.
Hygieniska parametrar			
Escherichia coli	MPN/100 ml	u.d.	u.d.
Enterokocker	MPN/100 ml	u.d.	7

[1]: Det är ett märkligt resultat att totalkväve visar på ett lägre värde än ammoniumkväve. Mätningarna vid Lunds universitet indikerar samma värde på ammoniumkvävet. Allt kväve i produkten borde vara i ammoniumform.

Tabell 4.5

Utdrag ur analysresultatet för de båda proverna av kväveprodukter för NPHarvest. Då proverna behövde spädas innan analys har värdena i tabellen multiplicerats med faktorn 3,5 för att motsvara koncentrationerna i produkten som kommer ut från processen. Värdena är baserade på ett stickprov per produkt. "u.d." = under detektionsgräns.

4.3 Struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N)

Reningsanläggningen för struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) vid RecoLab har haft förseningar vid igångsättning av driften vilket innebär att endast ett fåtal analyser av de resulterande näringsprodukterna (figur 4.4) finns tillgängliga. Det behöver också nämnas att vid dessa tidiga provtillfällen har proverna med struvit innehållit höga halter av organiskt material på grund av slamflykt från rötkammaren under uppstartsfasen. Prover skickades trots detta till Eurofins för att genomgå samma analyser som produkterna från NPHarvest. Resultaten visas i tabell 4.6.



Figur 4.3

Näringsprodukterna från tekniken med struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) tagna strax efter uppstart. Till vänster i bild ses en "smutsig" struvit (innehåller organiskt material). Till höger visas den vita ammoniumsulfaten. Hinkarnas volym är ca 1 liter. Foto: Hamse Kjerstadius.

Näringsinnehållet i struviten är högt (20 % fosfor¹ och 10 % kväve) vilket tyder på en lämplighet som gödningsmedel. På grund av den höga halten organiskt material torde dock struviten även uppvisa samma problem med kvaliteten som NPHarvests fosforprodukter från svartvattenförsöket – åtminstone innan processen stabiliserats och halten organiskt material minskats. Ammoniumsulfaten, å sin sida, innehåller 19 % kväve vilket är i linje med den torkade kväveprodukten från NPHarvest. Koncentrationer av tungmetaller är låga för båda produkterna vilket till viss del (som redan konstaterats) även beror på de låga halterna av föroreningar i inkommande svartvatten.

¹ Värdet på fosforhalten i struvit på 20 % överstiger det teoretiskt maximala 12,5 % . En möjlig förklaring är om struviten hettats upp till 45 C vid analys varpå vattenmolekylerna i kan ha lämnat struvitkristallen och fosforhalten därmed överskattats (Gunnar Thelin, 2022 – Personlig kommunikation).

Ämne	Enhet	Struvit	Ammoniumsulfat
Näringsämnen			
Torrsubstans (TS)	%	35,7	99,7
Kalkverkan (som CaO)	% TS	26	< 1,0
Kol (C)	% TS	1,8	0,1
Kväve Kjeldahl	mg/kg	37 000	190 000
Ammoniumkväve (NH ₄ -N)	mg/kg	35 000	190 000
Fosfor (P)	mg/kg TS	200 000 ^[1]	200
Tungmetaller			
Bly (Pb)	mg/kg TS	1,1	6,5
Kadmium (Cd)	mg/kg TS	< 0,16	< 0,091
Koppar (Cu)	mg/kg TS	10	20
Krom (Cr)	mg/kg TS	< 0,80	5,2
Kviksilver (Hg)	mg/kg TS	< 0,080	< 0,046
Nickel (Ni)	mg/kg TS	0,83	2,9
Zink (Zn)	mg/kg TS	< 16	56
Mikroföroreningar			
Summa PAH6	mg/kg TS	u.d.	u.d.
Summa PFAS	µg/kg TS	u.d.	u.d.
Summa PCB7	mg/kg TS	u.d.	u.d.

[1]: Värdet på fosforhalten på 20 % är tämligen osannolikt med tanke på att struvit innehåller maximalt 12,5 % fosfor. En möjlig anledning till denna höga siffra skulle kunna vara att hänsyn inte tagits till att struvitkristallen löses upp vid ca 45° och kristallvattnet lämnar kristallen vilket i analysresultatet leder till en överskattning av verklig fosforhalt (Gunnar Thelin, 2022 – Personlig kommunikation).

Tabell 4.6

Kvalitetsanalyser för fosfor- och kväveprodukterna från anläggningen för struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) på RecoLab. Analyserna utfördes av Eurofins och är baserade på ett stickprov per produkt.

4.4 Produktkvalitet och avsättning

Både svenska och finska gränsvärden för tungmetaller presenteras här beroende på att det i dessa länder finns gott om potentiella implementeringsplatser för näringsåtervinningsprocesser som NPHarvest och referenstekniken. Målgruppen för rapporten är med andra ord större än invånare i enbart Sverige eller Finland. Även EU-specifika gränsvärden skulle vara intressanta i detta sammanhang, men då dessa håller på att uppdateras (se vidare diskussion i avsnitt 6.2.2 *Bestämmelser gällande gödningsmedel, nu och framöver*) valdes det att inte ta med dem här då de snart skulle vara utdaterade. Dessutom brukar nationella regler och bestämmelser generellt vara mer strikta än förordning på EU-nivå. För andra föroreningar, såsom läkemedel, finns inte några lagkrav specificerade.

I nuläget finns alltså inga lagkrav på EU-nivå rörande avfallsbaserade gödselprodukter. Detta är dock på väg att förändras då lagstiftningen håller på att uppdateras för att även inkludera återvunna gödselprodukter som produkter på marknaden (EU 2019/1009). Denna EU-förordning kommer uppdateras löpande, men produkter som ammoniumsulfat och struvit faller redan inom lämpliga komponentmaterialkategorier (se vidare avsnitt 6.2.2 *Bestämmelser gällande gödningsmedel, nu och framöver*). Slamliknande produkter, såsom fosforprodukten från NPHarvest faller dock inte inom någon redan definierad kategori.

4.4.1 Kväveproduktkvalitet

De svenska och finska lagkraven över produktkvalitet uttrycks i mängd föroreningar per kg TS varför det för flytande produkter behöver göras en omräkning av halterna. En liter av koncentrerat ammoniumsulfat från NPHarvest-tekniken motsvarar ungefär 106 g fast produkt. Mängden tungmetall, som specificerats i tabell 4.7 för den flytande produkten vid pH 2, blir då 3 mg Cu/kg TS, 6,6 mg Pb/kg TS och 149 mg Zn/kg TS (se tabellen för utförligare detaljer kring fler tungmetaller). Zinkkoncentrationen är ovanligt hög. En något högre halt zink uppmättes i det inkommande svartvattnet (0,44 mg/l) jämfört med övriga tungmetaller, men trots detta är halten zink i ammoniumsulfaten mycket hög. En möjlig förklaring skulle kunna vara att zink har lösts ut från de nya rören i RecoLab-anläggningen. Svavelsyran som användes som ”dragningslösning” var utspädd med kranvattnet som passerat dessa rör. Inga prover togs dock på kranvattnet. De svenska gränsvärdena ligger på 600, 100 och 800 mg/kg TS för koppar, bly respektive zink och de motsvarande finska gränsvärdena ligger på 600, 100 respektive 1500 mg/kg TS. Med andra ord ligger halterna av tungmetaller i kväveprodukten från NPHarvest långt under rådande svenska och finska lagkrav.

Tabell 4.7

Halter av utvalda tungmetaller och andra mikroföroreningar i kväveprodukt (ammoniumsulfat vid pH 2) samt fosforprodukter (från svartvatten- respektive rejektvattenförsöket) från NPHarvest, struvit och ammoniumsulfat från referenstekniken med struvitfällning och ammoniakstripping, slam från Öresundsverket, struvit från avlopp respektive svartvatten samt svenska och finska lagkrav.

Ämne	Enhet	NPH N-prod. (fast, pH 2)	NPH P-prod. (SVF)	NPH P-prod. (RVF)	eco:P Struvit	eco:N N-prod.	Slam fr. ÖV ^[1]	Struvit fr. AV ^[2]	Struvit fr. SV ^[3]	SE lag- krav ^[4]	Föresl. GV ^[5]	FI lag- krav ^[6]
Tungmetaller												
Bly (Pb)	mg/kg TS	6,6	0,6	1,3	1,1	6,5	14,6	44	< 59	100	25	100
Kadmium (Cd)	mg/kg TS	u.d.	0,11	0,18	< 0,16	< 0,091	0,59	< 0,6	< 4	2	0,8	1,5
Koppar (Cu)	mg/kg TS	3	0,67	10	10	20	348	160	134	600	475	600
Krom (Cr)	mg/kg TS	0,3	1,1	2	< 0,80	5,2	29,2	42	< 4	100	35	300
Kviksilver (Hg)	mg/kg TS	u.d.	u.d.	u.d.	< 0,080	< 0,046	0,45	< 1		2,5	0,6	1
Nickel (Ni)	mg/kg TS	0,8	5,4	6,7	0,83	2,9	21,1	19	< 2	50	30	100
Zink (Zn)	mg/kg TS	149	< 19	21	< 16	56	497	340	< 59	800	700	1500
Mikroföroreningar												
PAH	mg/kg TS	u.d.	u.d.	u.d.	u.d.	u.d.	0,31	7,2				
PCB	mg/kg TS	u.d.	u.d.	0,0014	u.d.	u.d.	0,04				0,04	
Nonyl-fenol	mg/kg TS	u.d.	u.d.	u.d.	u.d.	u.d.	2,8					
Ibuprofen	mg/kg TS	u.d.	0,14	u.d.	-	-	u.d.					

[1]: (NSVA, 2021), [2]: (Kern m.fl., 2008), [3]: (Gell m.fl., 2011), [4]: (SFS 1998:944, 20 §)

[5]: (Naturvårdsverket, 2013), [6]: Lag om gödselproduktion 29.6.2006/539

NPH = NPHarvest, SVF = svartvattenförsöket, RVF = rejektvattenförsöket, ÖV = Öresundsverket, AV = avloppsvatten, SV = svartvatten, SE = Sverige, Föresl. GV = Föreslagna svenska gränsvärden, FI = Finland, ”u.d.” = under detektionsgräns.

Kväveprodukten från NPHarvest är dock fri från organiska mikroföroreningar, såsom läkemedel (se fullständig lista i Bilaga A, tabell A.1). Som exempel kan nämnas att inkommande vatten till svartvattenförsöket innehöll 350 µg/l ibuprofen (den högsta uppmätta koncentrationen av något läkemedel i analysen) men i ammoniumsulfaten var koncentrationen för denna under detektionsgränsen (< 0,05 µg/l). Liknande gäller för de övriga analyserade parametrarna. Det kan således konstateras att membranen effektivt separerar ut ämnen som befinner sig i gasform från vätskan medan föroreningar blir kvar.

Det finska *Jord- och skogsbruksministeriets beslut om gödselmedel (45/1994)* definierar att en kemisk produkt som främst består av ammoniumsulfat ska innehålla 20 % kväve – vilket NPHarvest-tekniken levererar efter att kväveprodukten blivit avvattnad. Kommersiellt tillgänglig, icke-återvunnen ammoniumsulfat har ett kväveinnehåll på 21 % (Jordelit, 2021). Kväveprodukten från NPHarvest innehåller dessutom, som konstateras ovan, endast mycket begränsade halter av föroreningar och det kan därför konstateras att ur ett tekniskt perspektiv är produkten lämplig som gödningsmedel.

4.4.2 Fosforproduktkvalitet

För fosforprodukterna är halterna av tungmetaller under de svenska och finska gränsvärdena, vilket visas i tabell 4.7. Detta är dock snarare på grund av de redan låga halterna av dessa föroreningar i inkommande vatten till pilotanläggningen (se tabell 3.1) än på grund av en inneboende egenskap i reningstekniken. Även halter av PAH:er, PFAS och PCB:er är mycket låga i produkterna. Den danska miljömyndigheten har tagit fram förslag på gränsvärden för PFAS i slam på 0,01 mg/kg TS för en summa av fyra specifika PFAS och 0,4 mg/kg TS för en summa av 22 ytterligare PFAS-substanser (Moosdorf, 2021). PFAS-innehållet i de utvunna näringsprodukterna ligger långt under dessa föreslagna värden (se tabellerna 4.4–4.6). Några läkemedel finns närvarande i fosforprodukterna, men för dessa finns inte, som tidigare konstaterat, några lagkrav.

Att jämföra de analyserade parametrarna i fosforprodukterna med de värden på PNEC (*predicted no effect concentration*) som finns i litteraturen är vanskligt då PNEC är framtagna för akvatiska miljöer och med en enhet enligt formen µg/l (Huang m.fl., 2018). Ibuprofenhalten i fosforprodukten från svartvattenförsöket med NPHarvest var 0,14 mg/kg och PNEC för ibuprofen varierar mellan 0,018 och 13,9 µg/l (Ortiz de García m.fl., 2014; Huang m.fl., 2018). Xu m.fl. (2010) undersökte urlakning av ibuprofen (och andra ämnen) från mark och konstaterade att det fanns en betydande potential för lakning. Det verkar alltså troligt att om fosforprodukten från svartvattenförsöket användes i sin befintliga form så skulle en viss mängd ibuprofen kunna läcka ut till akvatiska miljöer. Ibuprofen var det läkemedel som återfanns med högst koncentration i fosforprodukterna, men även andra läkemedel såsom fexofenadin och tetracyclin detekterades.

Havs- och vattenmyndigheten har publicerat gränsvärden för ett stort urval av föroreningar med avseende på förekomst i akvatiska miljöer, biota och sediment (HVMFS 2019:25). Gränsvärdena med avseende på biota och sediment kan dock inte direkt relateras till föroreningshalterna per massa i näringsprodukterna. Emellertid kan det konstateras att masshalten PFOS i en av fosforprodukt-proverna (se Bilaga A, tabell A.2) översteg gränsvärdet för biota vilket skulle kunna vara värt att beakta om fosforprodukten ska användas som gödningsmedel eller jordförbättringsmedel.

Öresundsverket tillämpar ingen särskild rening med avseende på läkemedel och andra organiska mikroföroreningar. Däremot tillämpar verket en REVAQ-certifiering vilket innebär att resulterande slam från anläggningen är av sådan kvalitet att spridning på åkermark är möjlig. Ungefär 40 % av slammet som produceras på reningsverket används sedan inom jordbruket. Kvalitetsdata över slammet från 2020 presenteras i tabell 4.7 för att möjliggöra en jämförelse mellan slammet och fosforprodukterna från NPHarvest. Fosforhalten i slammet är ungefär 3 % av TS, vilket är högre än fosforprodukterna från NPHarvest. Även halterna av föroreningar är högre i slammet, men

fortfarande under gränsvärdena. Detta indikerar att fosforprodukterna från NPHarvest också borde kunna användas som gödningsmedel.

Fosforprodukterna från NPHarvest kan också jämföras med kommersiellt tillgängliga fosforprodukter. Struvit är en återvunnen fosforprodukt som redan finns på marknaden. Ostaras produkt Chrystal Green innehåller 28 % P_2O_5 vilket motsvarar ungefär 12 % fosfor, och dessutom 5 % kväve (Ostara, 2021). Struviten från referenstekniken i studien (eco:P) innehåller 20 % fosfor, enligt analysen från Eurofins, vilket är en mycket hög andel av fosfor i struvit. Även om den analysen enbart är baserad på ett stickprov (vilket innebär en viss osäkerhet i mätresultatet) kan det dock konstateras att fosforhalten i struviten därmed är betydligt högre än i fosforprodukterna från NPHarvest (12 % av TS eller 20 % av TS jämfört med 1 % av TS). Rapportförfattarna antar att den kommersiella struviten endast innehåller försumbara halter av föroreningar.

Värt att ha i åtanke är att även om det ännu inte finns riktlinjer på halter av läkemedel och andra organiska mikroföroreningar så är heller inte effekterna av förekomsten av dessa föroreningar i naturliga system helt utredda än (Burkina m.fl., 2015). Ett visst mått av försiktighet kan ibland vara fördelaktigt i lägen där ordentlig kunskap saknas. Innan användning av gödningsmedel baserade på återvunna näringsämnen från avlopp sker borde en ordentlig diskussion rörande dessa kvalitetsparametrar föras.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att om fosforprodukterna från NPHarvest inte får innehålla läkemedel innan användning som gödning behöver ytterligare behandling som bryter ner dessa föroreningar implementeras. Generellt är föroreningsinnehållet avhängigt inkommande vattenkvalitet, vilket stämmer för fosforprodukten för NPHarvest. Bortsett från läkemedel, där ännu inga riktlinjer och gränsvärden finns, så ligger föroreningsnivåer, såsom halter av tungmetaller, under de juridiska gränsvärden som finns och detta tyder därmed på att fosforprodukten inte är olämplig för applicering. Dock är det värt att notera att fosforhalten i produkten är väldigt låg. Den skulle därför kunna fungera bättre som jordförbättringsmedel eller som grund för tillverkning av näringspellets baserade på andra gödningsmedel (såsom ammoniumsalt). På detta sätt skulle marken nämligen även tillföras kol och kalcium.

5 Livscykelanalys

En livscykelanalys syftar till att bedöma potentiell miljöpåverkan för en process eller produkt utifrån olika miljöpåverkanskategorier (såsom exempelvis klimatförändring eller övergödning) och för alla eller många aktiviteter i dess livscykel. Hänsyn tas alltså till brytning av råmaterial, transporter, produktionsfas, användning och slutligen avfallshantering, det vill säga från vagga till grav (*cradle to grave*). Livscykelanalyser används vanligen som beslutsunderlag, till exempel inom företag eller för politiker. De kan också utgöra en grund för kommunikation till kunder – exempelvis genom olika miljömärkningar eller miljövarudeklarationer, så kallade EPD:er (eng: *Environmental Product Declaration*). Dessutom kan livscykelanalyser användas för lärande kring produktsystemet eller vid utveckling av processer eller tekniker, och det är framförallt det sistnämnda som är anledningen till denna livscykelanalys.

5.1 Metod

Det finns flera olika standarder och handböcker för att utföra en livscykelanalys. Detta projekt har utgått från ISO 14040:2006 (Swedish Standards Institute, 2006b) och ISO 14044:2006 (Swedish Standards Institute, 2006a).



Figur 5.1

De olika delstegen inom livscykelanalys. Pilarna indikerar arbetssättets iterativa natur.

Livscykelanalys kan generellt indelas i fyra del-steg, se figur 5.1. Den första av dessa är *definition av mål och omfattning* där syftet preciseras och systemet avgränsas. Därefter påbörjas *livscykelinventeringen*, det vill säga insamling av data över all miljöpåverkan (utsläpp och förbrukning av resurser) som uppstår inom de olika delarna i systemet. Efter det genomförs *miljöpåverkansbedömningen* där de olika utsläppen kategoriseras och klassificeras för att inom varje vald miljöpåverkanskategori kunna sammanfattas med en och samma enhet. Denna miljöpåverkansbedömning kan utföras antingen på midpoint- eller endpoint-nivå, se tabell 5.1.

Tabell 5.1

Exempel över inventeringsdata, midpoint-indikatorer samt endpoint-kategori och deras inbördes relation (baserad på figur 2-2 i Svanström m.fl. (2016)).

Inventeringsdata	Midpoint-indikator (effekt på mellannivå)	Endpoint-indikator (effekt på skyddsobjekt)
Koldioxid (kg)	Klimatpåverkan (kg CO ₂ -ekv.)	Effekter på mänsklig hälsa (DALY)
Metan (kg)		
Lustgas (kg)		
Svaveldioxid (kg)	Försurning (kg SO ₂ -ekv.)	
Ammoniak (kg)		

Endpoint innebär att resultaten visar på möjliga faktiska effekter på människa eller miljö, vilket kan öka förståelsen för den som ska använda resultaten men samtidigt ökar osäkerheten i resultatet då subjektiva värderingar och fler nivåer av osäkerheter ligger till grund för bedömningen. Midpoint innebär att resultatet analyseras ”halvvägs” från utsläpp till faktiska effekter. Det innebär att färre osäkerheter har behövt inkluderas i bedömningen men kan samtidigt medföra ett mer svårtolkat resultat och svårigheter att avgöra vilka miljöpåverkanskategorier som är av större vikt än andra i den berörda studien.

Det fjärde del-steget i en livscykelanalys är *tolkningen*. Här ställs frågor som ”Svarar resultaten mot det syfte som tidigare definierats?” och ”Hur säker eller osäker är insamlad data?”. I tolkningsdelen bedöms rimligheten i resultaten och allteftersom mer kunskap framträder om olika aspekter av en process kan det framkomma att de tidigare del-stegen behöver justeras eller göras om. Tolkningen görs således parallellt med de andra stegen och livscykelanalys är med andra ord en iterativ process.

5.2 Mål och omfattning

Då NPHarvest är en ny teknologi är det av intresse att jämföra dess möjligheter mot den bästa tillgängliga teknologin (vilken av författarna bedöms vara struvitfällning och ammoniakstripping). Studien syftar till att utvärdera ny teknik för näringsåtervinning som fortfarande är under utveckling. Det är därför av stort intresse att identifiera hotspots (det vill säga enhetsprocesser med störst miljöpåverkan) och viktiga parametrar för respektive reningsteknik och att ge förslag på möjliga förbättringsåtgärder. Då de båda teknikerna skiljer betydligt i både mognadsgrad och erhållna näringsprodukter är det en utmaning att genomföra en rättvisande jämförelse dem emellan. Miljöbelastningen för respektive teknik beräknas för olika förhållanden och med data av olika kvalitet. Detta får till följd att slutresultatet av studien ej kommer kunna avgöra om den ena tekniken är bättre än den andra. Fokus ligger istället på att hitta återstående utmaningar, känslighet för antaganden och förbättringsmöjligheter och att jämföra dessa mellan teknikerna. Visst utvecklingsarbete avseende metoden för livscykelanalys har krävts för att hantera skillnader mellan teknikerna i kombination med de systemavgränsningar som gjorts. Studien har därför bidragit med både *teknikutveckling* och *metodutveckling*. Information användbar i teknikutveckling erhålls genom att föreslå lämpliga förbättringsåtgärder utifrån de hotspots av miljöpåverkan som identifieras inom ramen för livscykelanalysen. Metodutveckling uppnås genom att innovativa sätt att hantera teknikerna i detta sammanhang med olika typ av produkter och med olika effekt på huvudreningen tas fram och testas. Bidrag till metodutveckling finns även genom att studien prövar på en mer generell nivå hur jämförelser mellan tekniker med olika mognadsgrad kan genomföras med hjälp av livscykelanalys för att få fram relevanta resultat.

5.2.1 Funktionell enhet

I en livscykelanalys är det viktigt att välja en funktionell enhet som är relevant för alla studerade alternativ. I denna studie har båda tekniker flera funktioner (främst rejektvattenrening och näringsåtervinning) som kan ligga till grund för olika enheter. Funktionen av rejektvattenrening är att behandla och rena rejektvatten till en viss grad. Därför kan en funktionell enhet som relaterar till mängden vatten som behandlas av tekniken och renas till en viss nivå vara relevant. Funktionen av näringsåtervinning innebär å sin sida att ta tillvara den näring som finns i vattnet och skapa näringsprodukter och den funktionella enheten kan därför relateras till dessa produkter. Problemet är dock att produkterna från respektive teknik i denna studie är mycket olika vilket innebär att det kan vara en utmaning att använda en specifik funktionell enhet som relaterar bra till alla dessa produkter.

Funktionell enhet bör också väljas så att den blir relevant och meningsfull för dem som ska använda resultaten. I detta fall ser vi reningsverkets operatörer och teknikutvecklare för den specifika tekniken som centrala aktörer (tillsammans med utövare av LCA) varför det av stor vikt att veta hur miljöbelastningen kan komma att ändras när en ny teknik implementeras. På denna grund definieras den funktionella enheten i denna studie därför som *behandling av 1 m₃ inkommande rejektvatten från avvattning av rötkammar slam*.

Funktionell enhet:

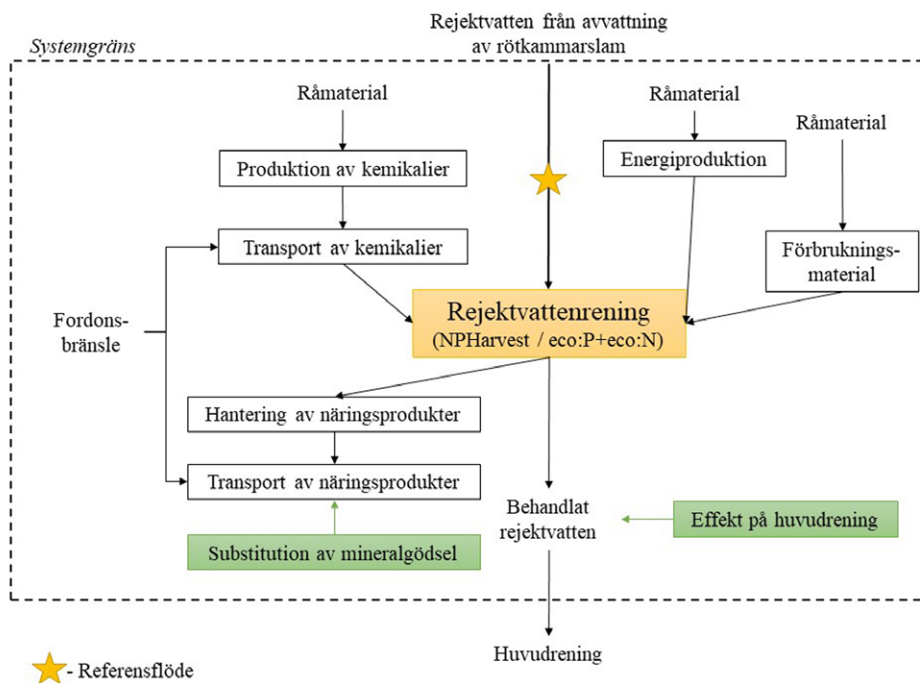
Behandling av 1 m³ inkommande
rejektvatten från avvattning av
rötkammar slam.

5.2.2 Typ av livscykelanalys

När det kommer till livscykelanalyser finns det olika typer för olika ändamål. De olika typerna innebär olika metoder och svarar därmed på olika frågor – se Heimersson m.fl. (2019) för mer utförlig beskrivning av detta. I denna studie är reningsteknikerna i sig i fokus (att identifiera hotspots av miljöpåverkan och mest effektiva förbättringsmöjligheter) snarare än hur omvärlden påverkas av dem. Därmed kan metoden för bokförings-LCA vara mer applicerbar i det här fallet. Dock är det en stor utmaning att på ett representativt sätt hantera multifunktionalitet i det studerade systemet genom allokering. Det råder delade meningar om i vilken utsträckning det är lämpligt att istället använda sig av så kallad substitution i bokförings-LCA men det är ett vanligt förfarande inom liknande livscykelanalyser (Heimersson m.fl., 2019). Därför har det beslutats att även i denna studie använda denna hybridisering. Multifunktionalitet hanteras genom substitution men den data som används är medeldata snarare än marginaldata. Dock bör det tilläggas att vid användandet av data från databaser så kan allokering redan vara inkluderat i vissa dataset.

5.2.3 Systemet och systemgränser

Det studerade systemet innefattar förutom respektive reningsteknik även produktion och transport av kemikalier, produktion av el och värme, relevanta förbrukningsvaror samt hanteringen av de olika produktflödena (fosforprodukt, kväveprodukt och behandlat vatten). Framställningen av råmaterial är inkluderad i det dataunderlag som ligger till grund för bakgrundsprocesserna och ingår därmed också i systemet. Ett flödesschema över systemet kan ses i figur 5.2.



Figur 5.2

Flödesschema över systemet. Stjärnan indikerar referensflödet, det vill säga det flöde som ligger till grund för den funktionella enheten. Gul ruta förtydligar rektvattenrensningens plats i systemet. Gröna rutor indikerar enhetsprocesser som innehåller substitution av miljöpåverkan.

Livscykelanalysen inleds med input av rektvatten från rektkammare. Hanteringen av denna dessförinnan (det vill säga transport av avlopp och avfall från hushållen, huvudrensningen på reningsverket samt rötningen i sig) ingår däremot inte i studien. Analysen avslutas med att det behandlade vattnet skickas tillbaka till reningsverket vilket bland annat innebär att effekter av reningsverkets utflöde på recipienten ej ligger inom ramen för denna studie. Däremot hanteras skillnader i kvaliteten på det behandlade vattnet från respektive teknik genom utvärdering av möjliga effekter på huvudrensningen såsom exempelvis förändrad energi- och kemikalieanvändning och minskade lustgasutsläpp. Detta då det antas att reningsverket måste uppfylla gällande riktlinjer för kvaliteten på det utgående flödet oavsett teknik, men att kostnaden av energi och kemikalier för att uppfylla kraven varierar beroende på val av reningsteknik. Detta ses för övrigt som ett innovativt inslag i LCA-metodik med allmänt värde för den här typen av studier.

Gällande näringsprodukterna som bildas (fosfor- samt kväveprodukter) så utgör dessa endast råmaterial till gödningsmedel och alltså ännu inte ett färdigt gödningsmedel (som diskuterats tidigare i kapitel 4). Därför ingår hanteringen av näringsprodukterna på anläggningen samt transport till gödselproducent och vidare till åkermark i studien (dock inte hanteringen hos gödselproducenten). Dessutom inkluderas substitution av produktionen av mineralgödsel – i olika utsträckning för de olika teknikerna vilket därmed kompenserar för funktionella skillnader dem emellan. Exkluderat är spridning på åkermark då detta kan anses likvärdigt med hur spridning av färdigt mineralgödsel skulle gå till.

Infrastruktur såsom reaktorer, kemikalietankar, med flera, är inte inkluderad i studien. Detta då det har konstaterats att den operativa delen av verksamheten har en signifikant större miljöpåverkan än vad byggnationer har med tanke på de senares ofta betydande livslängd (Lundie m.fl., 2004). Inte heller inkluderas konstruktionen av byggnaden där pilotanläggningarna är placerade eller laboratorier där analyser utförs. Även miljöpåverkan av den personal som krävs för att sköta respektive anläggning har exkluderats från studien. Det innebär att ingen hänsyn har tagits till hur de anställda transporteras till eller från anläggningen, den mat de behöver, hur stor personalstyrkan behöver vara, och så vidare.

Geografiska gränser

Pilotanläggningarna för rejektvattenrening var belägna på RecoLab vid Öresundsverket i Helsingborg i södra Sverige och denna plats ligger till grund för beräkningar och uppskattningar av bland annat transportsträckor. Svenska förhållanden har använts för exempelvis el- och fjärrvärmemixar. Gällande produktion av kemikalier har generellt europeiska medeldata använts. Primärdata, det vill säga data direkt relaterade till de undersökta reningsprocesserna (såsom exempelvis energi-, kemikalie- och materialanvändning), är i möjligaste mån lokala mätdata. Sekundärdata, det vill säga data som är indirekt relaterad till reningsprocesserna (till exempel miljöpåverkan av produktion av energi, kemikalier och material), baseras i stor utsträckning på litteratordata alternativt är hämtade ur databaser (GaBi Professional Database v 10.6 (Sphera, 2022) samt ecoinvent version 3.7.1 (ecoinvent, 2022)).

Tidshorisont

Generellt avser denna studie att spegla dagens förhållanden avseende bakgrundssystemet men med ny teknik för rejektvattenhantering och återvinning av näringsämnen. Innan NPHarvest implementeras i full skala behöver tekniken dock utvecklas och anpassas vidare och den existerar således ännu inte i färdigt skick. Det antas dock att implementering skulle kunna ske inom några år och dagens förhållanden avseende exempelvis transport- och energisystem anses därför fortfarande tillräckligt relevanta. Betydelsen av vissa sådana antaganden testas däremot i en känslighetsanalys.

Skillnader i när utsläpp sker har inte beaktats, vilket är normalt förfarande inom livscykelanalys. All miljöpåverkan tidsintegreras helt utan eventuell diskontering. Detta antas vara relevant för de undersökta systemen – ingen större fördröjning i tid väntas för någon aktivitet. Lämpligheten av avvikelser från normalt förfarande diskuteras i LCA-världen ibland till exempel för klimatpåverkan – metoder som fångar tidsdynamik i utsläpp existerar men är i dagsläget ovanliga.

Så aktuella data som möjligt har eftersträvat i studien. I tabell B.1 i Bilaga B visas giltighetstiden för data för några utvalda processparametrar. Generellt kan sägas att data direkt från GaBi Database version 10.6 är mer uppdaterad och gäller för innevarande tidsperiod medan data från ecoinvent relaterar till en tidigare version (3.7.1) och innehåller således inte de allra senaste uppdateringarna.

5.2.4 Miljöpåverkansbedömning

I miljöpåverkansbedömningen klassificeras resultatet från datainventeringen och delas in i olika miljöpåverkanskategorier utifrån vilken typ av miljöpåverkan utsläppen eller resursanvändningen kan tänkas bidra till. Därefter karaktäriseras miljöpåverkan inom en och samma kategori till en särskild enhet (exempelvis används enheten CO₂-ekvivalenter för klimatpåverkan) och summeras. Den faktor som används för denna karaktärisering kallas karaktäriseringsfaktor och varierar beroende på vilken metod som används. Resultatet kan antingen studeras på midpoint- eller endpoint-nivå så som beskrivits i avsnitt 5.1 *Metod*.

De vanligast förekommande kategorierna inom livscykelanalyser för avloppsrening och slamhantering på midpoint-nivå är klimatpåverkan, övergödning, försurning, ozonnedbrytning, utarmning av abiotiska resurser samt human- och ekotoxicitet (Corominas m.fl., 2013; Yoshida m.fl., 2013). Av dessa har samtliga inkluderats i denna studie förutom ozonnedbrytning som antogs inte vara så relevant då utsläpp som föranleder denna miljöpåverkan är tydligt reglerade (Svanström m.fl., 2016). Detta antagande testades dock genom att studera effekten av ozonnedbrytning på mänsklig hälsa på endpoint-nivå. Den parameter som i denna studie kan tänkas påverka ozonnedbrytning i större utsträckning är utsläpp av lustgas. Denna parameter inkluderas dock enbart i metoden ReCiPe (se ytterligare beskrivning av metoder nedan) för vilken påverkan på mänsklig hälsa på endpoint-nivå visade sig vara försumbar även med en emissionsfaktor

på 2,1 % (se vidare detaljer i avsnitt 5.3.9). Därför valde vi att inte ytterligare fördjupa oss i den miljöpåverkanskategorin.

Det fördes en diskussion inom projektgruppen kring huruvida toxicitetsrelaterade kategorier skulle inkluderas då dessa ofta ger upphov till osäkra resultat (Svanström m.fl., 2016). Då applicering av näringsprodukterna på jordbruksmark inte ingår i systemen för studien och inte heller utsläpp av renat vatten till recipient antogs det att resultaten dessutom kanske inte skulle vara så intressanta. Dock visade det sig efter en första överblick att toxicitetskategorierna vid analys på endpoint-nivå fick ett stort genomslag (se avsnitt 5.6.3 *Endpoint*) och det beslutades därför att inkludera dem i studien. Primärenergianvändning har också inkluderats i resultatet trots att det tekniskt sett inte utgör en miljöpåverkanskategori. Det är dock vanligt inom livscykelanalyser att studera energianvändning varför denna parameter ändå togs med bland övriga kategorier.

Det finns olika metoder för att bedöma miljöpåverkan inom de olika kategorierna. Vanligt förekommande metoder inkluderar CML 2001 (framtagen av Leiden-universitetet i Nederländerna (Guinée, 2001)), ReCiPe 2016 (Huijbregts m.fl., 2017), TRACI (framtagen av USEPA för amerikanska förhållanden), USEtox (specifikt fokus på toxicitetskategorier, framtagen av FN:s miljöprogram (UNEP) och *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC)) och IPCC (specifikt fokus på klimatpåverkan, framtagen av FNs klimatpanel IPCC).

Olika metoder är lämpliga i olika sammanhang och val av metod kan motiveras på olika sätt. Ett förekommande argument är att välja samma metod för alla kategorier för att få ett så sammanhängande resultat som möjligt. I det här fallet har dock olika metoder valts till olika kategorier, så som framgår av tabell B.2 i Bilaga B. Dessa val av metoder överensstämmer med rekommendationen från ILCD-handboken (EC-JRC, 2011), så när som på för kategorierna övergödning och försurning där istället metoderna från CML valdes i denna studie för få ett resultat mer relevant för de flesta svenska och finska reningsverk. Kategorierna på endpoint-nivå beräknades dock enbart med hjälp av ReCiPe 2016 för att alla kategorier på så vis skulle bli mer jämförbara.

5.2.5 Tolkning

Inom ramen för miljöpåverkansbedömningen kommer resultaten för de båda teknologierna kontrasteras mot varandra samt mot olika tekniska variationer på utformningen (varierande kemikalier, processutformning samt energimixar). I den efterföljande tolkningen kommer ytterligare parametrar av betydande karaktär varieras (såsom val av emissionsfaktorer och molförhållanden mellan ämnen) och analyseras i en känslighetsanalys för att se vilken inverkan dessa har på slutresultatet. Därtill kommer även hela set med indata att varieras för att undersöka påverkan av lokala förutsättningar samt vad som utgör ett "best case scenario" respektive ett "worst case scenario". För mer utförlig beskrivning av dessa olika typer av variationer, se avsnitt 5.3.10 *Tekniska variationer och känslighetsanalyser*.

5.2.6 Datakrav och datakvalitetskrav

För NPHarvest består förgrundsdata (exempelvis mängd använda kemikalier) främst av uppmätta data från pilotförsöken. Detta medför att data är teknologiskt, tidsmässigt och geografiskt precisa samt relevanta för den undersökta skalan, även om mätdata också medför vissa osäkerheter. För referenstekniken (eco:P och eco:N) består förgrundsdata framförallt av litteraturredata. Två dataset, den ena motsvarande "best case scenario" och den andra "worst case scenario" har legat till grund för de flesta parametrarna. Detta får till följd att resultaten är aningen mindre tidsmässigt och geografiskt precisa jämfört med för NPHarvest och inte heller helt anpassade för den undersökta skalan. Dock gäller dataseten för samma teknikuppställning (eco:P och eco:N) vilket bibehåller en teknologisk precision av data.

Gällande bakgrundsdata (exempelvis miljöpåverkan från produktion av kemikalier) har denna främst tagits från litteratordata och färdiga dataset från GaBi Database version 10.6 (Sphera, 2022) och ecoinvent v. 3.7.1 (ecoinvent, 2022) så som beskrivs i *tabellerna B.6 och B.7 i Bilaga B*. För denna data har en geografisk begränsning till Sverige eller Europa försökt upprätthållas samt tidsmässigt begränsade till nutid, se tabell B.1 i Bilaga B.

5.2.7 Antaganden och begränsningar

Vid framtagandet av livscykelanalysen har flera antaganden behövt göras gällande resultaten från pilotförsöken med NPHarvest. Två antaganden som bör utvärderas utförligare inför en uppskalning gäller textiltfiltrets funktion samt energibehovet för torkning av kväveprodukten.

Textiltfiltret som användes för att avvattna fosforprodukten installerades av två anledningar: 1) samtidig torkning av fosforprodukten och återföring av ammoniumrikt vatten till processen, och 2) för att mäta utsläpp av ammoniak från detta delsteg. Filtrets kapacitet var dock inte tillräcklig för att ta emot allt slam som separerades i sedimentationstanken, utan enbart en liten del av denna ström leddes hit. Trots detta antas det i livscykelanalysen att hela slamströmmen filtreras genom textiltfiltret då detta återspeglar en mer korrekt installation av NPHarvest-tekniken i ett framtida skede. Detta innebär att den totala massan fosforprodukt per funktionell enhet är beräknad och inte uppmätt (se avsnitt 3.4.2 *Fosforbalans*). I LCA-modellen används den totala massan för fosforprodukten för beräkning av transportarbetet vilken dock visade sig inte ha någon nämnvärd inverkan på slutresultatet. Detta antagande om produktens massa kan därför anses vara tillräckligt rättvisande för denna studie, men bör studeras i mer detalj i framtida studier av uppskalning av tekniken.

I pilotanläggningen för NPHarvest fanns inte något steg för torkning av den flytande lösningen med ammoniumsalt. I livscykelanalysen inkluderas dock en teoretisk beräkning av energibehovet för att erhålla en kristalliserad kväveprodukt (se avsnitt 5.3.6 *Hantering av näringsprodukter*) för att på så vis efterlikna produktionen av en fast produkt som är mer lämpad som gödningsmedel. Torkningen medför dock ett markant ökat energibehov (se avsnitt 3.5 *Energianvändning*). Även detta antagande bör därför studeras mer grundligt vid eventuell framtida uppskalning.

Gällande referenstekniken (eco:P och eco:N) antogs det att det inte skedde några utsläpp av ammoniak Detta antagande baseras på två enskilda mätningar av utsläpp i vad som antagits var de mest sårbara punkterna (de två trågen under säckarna för näringsprodukterna). Försöken utfördes genom att mäta ammoniumhalt i vätskan i trågen före och efter 24 timmars uppehållstid (den längsta exponeringen mot omgivande luft som vätskan skulle ha vid normal drift). Försöken visade samma halt av ammonium i vätskan innan såväl som efter 24 timmar, varpå det antogs att inga ammoniakavgångar till luft skedde i anläggningen. Då dessa två punkter ansågs vara de mest känsliga i systemet drogs slutsatsen att det inte heller sker några nämnvärda utsläpp av ammoniakgas i ammoniakstrippern. Avgång av ammoniak är möjlig främst vid högre pH så som efter tillsats av natriumhydroxid i utjämningsstanken, men då denna reaktor är helt försluten antogs det att ingen ammoniak avgick där. Någon utförligare känslighetsanalys av detta antagande har inte gjorts, men det har konstaterats att någon annan rimlig punkt för utsläpp av ammoniak till luft inte finns då tankarna och kärlen är väl förslutna.

En begränsning i studien är att resultatet från livscykelanalysen för NPHarvest är enbart relevant för denna pilotskala och det finns därför en risk att resultatet inte blir rättvisande vid uppskalning för jämförelse med fullskaleanläggningar. Andra begränsningar är relaterade till de val som gjorts i utformningen av studien (exempelvis funktionell enhet, systemavgränsningar, val av miljöpåverkanskategorier och datakvalitet) så som beskrivits i avsnitten ovan. En diskussion kring hur dessa parametrar bedöms ha påverkat resultatet följer därför i avsnitt 6.3.1 *Studiens omfattning*.

5.3 Livscykelinventering

Detta delkapitel innehåller en beskrivning av samtliga enhetsprocesser (se figur 5.2) och hur data har erhållits (5.3.1–5.3.9). Avsnittet avslutas med en sammanfattning av vilka parametrar och scenarier som undersökts närmare (5.3.10).

5.3.1 Produktion av kemikalier

För NPHarvest används kalciumhydroxid samt svavelsyra och för struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) används svavelsyra, magnesiumklorid, natriumhydroxid samt vid behov citronsyra för tvätt av utrustning.

Vid modellering av produktionen av dessa kemikalier har relevanta, färdiga dataset från databaser såsom GaBi Professional Database version 10.6 (Sphera, 2022) och eco-invent version 3.7.1 (ecoinvent, 2022) använts, se sammanställning av dessa i tabell B.6 i Bilaga B. Dock fanns inget färdigt dataset för magnesiumklorid att tillgå. I litteraturen har detta hanterats på olika sätt, exempelvis med att approximera med produktion av natriumklorid (Raymond m.fl., 2021), kalciumklorid (Némethy, 2016) eller magnesiumoxid (Kjerstadius m.fl., 2017). I ett par fall har produktionen av magnesiumklorid ersatts med produktion av värme utifrån antagandet att den förstnämnda produceras ifrån saltlake, ett avfall från salttillverkning, tillsammans med en uppskattning av mängden värme som krävs (Remy & Jossa, 2015; Amann m.fl., 2018). Även Raymond m.fl. (2021) gjorde liknande antagande utifrån produktionssätt och konstaterade att datasetet för natriumklorid var modellerat på detta sätt (energitillförsel för att omvandla avfallsströmmen saltlake till relevant produkt) och menade att denna approximation därför var rimlig att göra.

Produktionen av den magnesiumklorid som används i denna studie framställs genom den så kallade ”squeeze mining”-processen där bergsalt extraheras från borrhning ner ca 1800 meter under markytan till ett förhistoriskt hav vilket sedan löses upp och bildar en naturlig saltlösning. Denna produktionsmetod har efter konsultation med det producerande företaget konstaterats vara mest lik den som användes i datasetet för produktion av natriumklorid (personlig kommunikation, van Vliet, 2021) varför rapportförfattarna modellerade produktion av magnesiumklorid som produktion av natriumklorid.

5.3.2 Transport av kemikalier

Tre av kemikalierna (H_2SO_4 , MgCl_2 samt citronsyra) är producerade i Vejle, Danmark, se tabell B.3 i Bilaga B. Avståndet med lastbil därifrån till Helsingborg är ca 300 km. Natriumhydroxiden tillverkas på flertalet platser i Europa, men transporteras till Kalmar med båt, och därifrån med lastbil till Helsingborg (300 km). Kalciumhydroxiden produceras i Landskrona vilket innebär en distans på ca 30 km. För modellering av samtliga transporter används GaBi-processen ”EU-28: Transport, truck (26t total cap., 17,3 t payload) (A4) Sphera” vilken beräknar transportkapacitet utifrån mängd gods samt transportsträcka. Transportkapaciteten uttrycks i enheten kgkm.

5.3.3 Energiproduktion

För modellering av elektricitet har en svensk elmix enligt existerande dataset i GaBi använts för basfallen. Dess fördelning av ingående energikällor stämmer väl överens med Energimyndighetens uppskattning av svensk elproduktion för 2019. Dessa värden tillsammans med uppgifter för dataseten för finsk samt europeisk medel-el (som använts för att studera effekter av vald elmix) står att finna i tabell B.4 i Bilaga B.

Gällande fjärrvärme fanns dock enbart ett färdigt dataset för europeisk medel-fjärrvärme tillgängligt. För svenska förhållanden fick därför en modell skapas. Fördelning av värmekällor för nationell (svensk) respektive lokal (Helsingborg) fjärrvärme enligt tabell B.5 i Bilaga B. Den svenska mixen användes sedan för modellering av basfallen medan den lokala samt europeiska mixen användes i variationer av systemet, se avsnitt 5.3.10 Tekniska variationer och känslighetsanalyser.

5.3.4 Förbrukningsmaterial

För NPHarvest ingår membran tillverkade av Zeus Industrial Products Ltd. i teflon (PTFE). Inget färdigt dataset fanns för produktion av dessa membran. Det har istället antagits att denna kan approximeras med produktion av Gore-Tex-membran tillsammans med en extruderingsprocess (Holmquist, 2020). Den totala vikten på membranen är ca 20 kg och livslängden är uppskattad att vara fem år (detta är endast en grov uppskattning då materialen fortfarande är relativt nya och ännu inte har behövt bytas ut). I LCA-modellen behövde mängden membran anges per funktionell enhet och relaterades därför till flödet. Med en livslängd på 5 år och ett konstant flöde på 102 l/timme (svartvattenförsöket) eller 138 l/timme (rejektvattenförsöket) blev således mängden membran 0,0045 kg/m³ respektive 0,0033 kg/m³.

För referenstekniken har de filter som är placerade mellan eco:P och eco:N inkluderats. Dessa består av 100 % polypropen (PP) och behöver bytas ungefär en gång per vecka vid ett flöde på 0,5 m³/timme. Ett filter väger 186 g. Således blir mängden filter per m³ 0,0022 kg. Denna modelleras enligt existerande dataset för produktion av polypropenfilm.

5.3.5 Rejektvattenrening

Utsläpp till luft

Utöver de behov av kemikalier och energi som beskrivits ovan så uppstår utsläpp av föroreningar till luft såsom koldioxid, metan och ammoniak. Utsläpp av koldioxid har beräknats på teoretisk väg baserat på Henrys lag och de temperaturskillnader som uppstår (35 grader vid rötning ner till 20 grader i rejecktventeknikerna). På grund av detta är avgången av koldioxid densamma för båda teknikerna och alla scenarier (0,51 kg CO₂/funktionell enhet) – om än snabbare för referenstekniken vilken inkluderar en avdrivningstank för detta ändamål. Kolet i avloppsvattnet har av IPCC som en förenkling bedömts vara av biologiskt ursprung (IPCC, 2006, 2019) och exkluderas därför ofta i beräkningar i livscykelanalyser (se exempelvis Gustavsson & Tumlin, 2013). Det finns dock indikationer på att kol av fossilt ursprung existerar i avloppsvatten och kan uppgå till 28 % av den inkommande kolmängden (Tseng m.fl., 2016). Andra studier visar på intervall mellan 1,4–6,3 % (Law m.fl., 2013) respektive 11,4–15,1 % (Schneider m.fl., 2015) fossilt kol i utsläpp av koldioxid från avloppsvatten. Utifrån detta har det beslutats att i basfallen följa IPCC:s riktlinjer och anta att allt kol är av biologiskt ursprung och sedan utvärdera den eventuella effekten av detta val i en känslighetsanalys där den största faktorn (d.v.s. 28 % fossilt kolinnehåll) används.

Utsläpp av metan kan beräknas på liknande sätt som med koldioxiden: baserat på temperaturskillnaden och Henrys lag. Även här blir utsläppen desamma för båda tekniker samt för alla studerade variationer av dessa (se vidare i avsnitt 5.3.10), men i en livscykelanalys är standard att ta med beräkningar av metan även om den skulle ha biogent ursprung. Med en temperaturskillnad på 35° ner till 20° innebär detta en metanavgång på 0,011 kg CH₄/funktionell enhet.

Angående ammoniak så sker det för NPHarvest en märkbar avgång från omrörningstankarna i förbehandlingsprocessen samt från det fosforrika slammet vid avvattning i textiltfiltret med nuvarande utformning (se figur 3.6). Vid konstruktion av tekniken i större skala skulle detta sannolikt byggas bort (särskilt efter att betydelsen uppmärksammas i denna studie) och denna miljöpåverkan bli avsevärt mindre. Som det ser ut nu så förekommer dock utsläpp och dessa har beaktats i studien, se vidare beskrivning av utsläpp under avsnitt 3.4 *Massbalans för kväve och fosfor*. Beräkningen av ammoniakutsläpp är baserad på samma massbalans för både svartvattenförsöket och rejecktattenförsöket, det vill säga samma procentsats av utsläpp relaterat till inkommande halt kväve. Den stora skillnaden mellan resulterade emissioner (tabell 5.2) beror därför på skillnader i halten inkommande kväve (~1200 mg/l för svartvattenförsöket och ~500 mg/l för rejecktattenförsöket).

Beträffande struvitfällning och ammoniakstripping indikerade mätningar att ingen ammoniak avgick varför dessa utsläpp har satts till noll i denna studie (avsnitt 5.2.7 *Antaganden och begränsningar*). Tilläggas bör dock att enbart enskilda punktanalyser utfördes och att viss osäkerhet i resultatet därför är sannolik.

Förbruknings- och produktionsdata

Indata avseende förbrukning och produktion baseras på utförda pilotförsök på RecoLab, mer utförligt beskrivna i avsnitt 2.2.2 och 3.3. För NPHarvests del har initiala försök genomförts under våren 2021 med rötat rejektvatten och under sommaren 2021 med rötat svartvatten, se sammanställning i tabell 5.2. Datasetet för svartvattenförsöket har antagits utgöra basfall medan rejektvattenförsöket utgör grund för en känslighetsanalys då svartvatten har liknande karaktär som ett välfungerande rejektvatten (låg halt suspenderat material och höga halter kväve och fosfor) och därför lämpar sig väl som utgångspunkt för vidare jämförelser.

Gällande näringsinnehållet för fosforprodukten baseras kväveinnehållet på mätdata av halten Kjeldahlkväve från extern analys. Mängden fosfor som avskiljs har beräknats utifrån den totala avskiljningsgraden av totalfosfor (91 % i rejektvattenförsöket och 95 % i svartvattenförsöket) och antagandet att all avskild fosfor hamnar i fosforprodukten. Detta, tillsammans med den uppmätta halten fosfor i inkommande vatten (185 mg P/l och 91 mg P/l för respektive försök), innebär en avskild fosformängd på ca 0,17 kg P/m³ och 0,086 kg P/m³ för respektive försök. I modellen har detta i sin tur relaterats till beräkningen av producerat slam (6,4 kg/m³ respektive 2,28 kg/m³) vilket resulterat i ett fosforinnehåll på 0,026 respektive 0,038 kg P/kg produkt. Kväveinnehållet i kväveprodukten har beräknats utifrån molförhållandet av kväve i ammoniumsaltet.

Parameter	Rejektvattenförsöket	Svartvattenförsöket	Enhet
Förbehandling			
Kalciumhydroxid	2,67	5,88	kg/m ³
Elförbrukning	14,7	19,9	MJ/m ³
Fosforrikt slam	6,4	2,28	kg/m ³
<i>P-innehåll</i>	<i>0,026</i>	<i>0,038</i>	<i>kg P/kg TS</i>
<i>N-innehåll</i>	<i>0,0015</i>	<i>0,00059</i>	<i>kg N/kg TS</i>
Ammoniakutsläpp	0,09	0,20	kg/m ³
Kväverening			
Svavelsyra	0,76	1,67	kg/m ³
Svavelsyra (tvätt)	0,021	0,021	kg/m ³
Elförbrukning	5,2	7,1	MJ/m ³
Membran	0,0033	0,0045	kg/m ³
Ammoniumsulfat	1,02	2,25	kg/m ³
<i>N-innehåll</i>	<i>0,21</i>	<i>0,21</i>	<i>kg N/kg TS</i>
Ammoniakutsläpp	0	0	kg/m ³
Koldioxidutsläpp	0,51	0,51	kg/m ³
Metanutsläpp	0,011	0,011	kg/m ³

Tabell 5.2

Indata för NPHarvest gällande kemikalie-, energi- och materialförbrukning samt skapade produkter och utsläpp till luft. Indata anges per funktionell enhet (det vill säga per kubikmeter inkommande rejektvatten från avvattning av rötkammar slam) eller per kg produkt.

Värt att notera är att försöket med dekantat från rötat svartvatten kördes vid lägre pH för att minska kemikalieförbrukningen (pH 10 istället för pH 12). Trots det behövdes mer kemikalier per kubikmeter jämfört med försöket med rejektivatten från Öresundsverket vilket sannolikt beror på skillnader i alkalinitet mellan vattnen (den totala alkaliniteten låg på ca 3200 mg HCO_3^- /l för rejektivattenförsöket och ca 6600 mg HCO_3^- /l för svartvattenförsöket, se avsnitt 3.3 *Pilotförsök vid RecoLab*). En betydligt högre alkalinitet i svartvattendekantatet medförde en större konsumtion av kalciumhydroxid på grund av vattnets ökade, buffrande kapacitet.

Tekniken med struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) var under skrivandet av denna rapport under uppstart på RecoLab men ännu fanns inte tillräckligt med data för att utgöra en komplett grund för livscykelanalys. Därför har jämförelser med liknande dataset och andra litteraturvärden behövts. Framförallt har två set av data som beskriver den berörda tekniken i samma miljö som nuvarande pilotanläggning använts. Det ena baseras på data från Kjerstadius m.fl. (2017), en framåtblickande studie för konstruktion av samma teknik i samma område i Helsingborg, men med större kapacitet (12 000 PE, 58 692 m³/år). Det andra setet av data baseras på medeldata från det anbud Ekobalans Fenix AB upprättade inför nuvarande, mindre uppställning (2100 PE, 6570 m³/år). De stora skillnaderna mellan dessa två dataset kan förklaras av att anbudet torde innehålla värden av mera väl tilltagen karaktär – således ett ”worst case scenario” – medan det förstnämnda datasetet utgörs av mer välanpassade data och därmed ett ”best case scenario”. Gällande anbudsdata för elförbrukning är denna dock utdaterad då den baserades på en uppställning där tekniken var uppvärmd med el medan den nuvarande konstruktionen baseras på fjärrvärme. En justering av detta dataset för att inkludera fjärrvärme och minska elförbrukningen något har därför gjorts.

Av de nuvarande försöken på RecoLab har dock total elförbrukning, filterförbrukning samt utsläpp av ammoniak kunnat erhållas. Fördelningen av el-energi mellan eco:P respektive eco:N har antagits vara densamma som för Kjerstadius m.fl. (2017).

Behovet av fjärrvärme har beräknats utifrån en höjning av vattnets temperatur från 30° till 60° med en värmekapacitet på 4,18 MJ/(°, m³) – förutsatt en densitet på 1000 kg/m³. Detta innebär ett totalt värmebehov på 125,4 MJ/m³. Detta värde kan dock tänkas minska avsevärt i en större anläggning där värmeväxlare sannolikt hade implementerats.

Produktionen av struvit har baserats på inkommande halt fosfor (~90 mg P/l – se tabell 3.1) – det vill säga samma värde som för basfallet för NPHarvest – tillsammans med antagandet att avskiljningen av totalfosfor är 75 % och att all denna fosfor hamnar i fosforprodukten. Detta innebär en produktion av ungefär 0,56 kg struvit/m³. Produktion av ammoniumsulfat samt förbrukning av citronsyra har antagits vara likvärdiga Kjerstadius m.fl. (2017). Fosfor- och kväveinnehållen i struvit och ammoniumsalter har baserats på molförhållandena av kväve och fosfor i produkterna.

Gällande magnesiumklorid har ett medelvärde utifrån anbudet, Kjerstadius m.fl. (2017) samt litteraturdata för struvitfällning på vätskefas (Remy & Jossa, 2015; Amann m.fl., 2018) beräknats. På motsvarande sätt har förbrukningen av lut och svavelsyra uppskattats utifrån de båda dataseten samt erfarenheter från Eliasson m.fl. (1995) och STOWA (Eekert m.fl., 2012).

En sammanställning av ingående data för basfallet samt de båda nämnda dataseten står att finna i tabell 5.3. Av särskilt intresse är skillnaden i elförbrukning samt förbrukningen av kemikalier.

Parameter	Basfall	Kjerstadius m.fl, 2017*	Anbud från Ekobalans Fenix AB*	Enhet
eco:P – struvitfällning				
Magnesiumklorid	0,88	0,10	1,26	kg/m ³
Elförbrukning	18,25	1,8	9,74	MJ/m ³
Struvit	0,56	1,01	0,81	kg/m ³
P-innehåll	0,126	0,126	0,126	kg P/kg TS
N-innehåll	0,057	0,057	0,057	kg N/kg TS
Koldioxidutsläpp	0,51			kg/m ³
Metanutsläpp	0,011			kg/m ³
Ammoniakutsläpp	0			kg/m ³
eco:N – ammoniakstripping				
Svavelsyra	3,37	3,06	3,12	kg/m ³
Elförbrukning	54,75	5,65	124,56	MJ/m ³
Citronsyra (tvätt)	0,089	0,089	0,23	kg/m ³
Filter	0,0022			kg/m ³
Natriumhydroxid ^[1]	6,28	4,17	9,97	kg/m ³
Värmeförbrukning	125,4	57,6	119,25	MJ/m ³
Ammoniumsulfat	4,29	4,29	5,10	kg/m ³
N-innehåll	0,21	0,21	0,21	kg N/kg TS
Ammoniakutsläpp	0			kg/m ³

[1]: Värdena i tabellen anger mängden NaOH som krävdes. I modellen användes dock ett dataset över produktion av natriumhydroxidlösning (50 %) vilket innebär att mängden lösning behövde dubblas för att motsvara den faktiska mängden NaOH. Således är basfallet modellerat med 12,6 kg NaOH (50 %) för att motsvara 6,28 kg NaOH.

*Datasetet från Kjerstadius m.fl. (2017) kan anses motsvara "best case scenario" medan datasetet från anbudet från Ekobalans Fenix AB kan anses utgöra ett "worst case scenario". Indata anges per funktionell enhet (det vill säga per kubikmeter inkommande rejektvatten från avvattning av rötkamarslam) eller per kg produkt.

5.3.6 Hantering av näringsprodukter

I nuvarande konfiguration av NPHarvest är utgående kväveprodukt flytande och tämligen utspädd. I en fullskaleanläggning kan det dock vara rimligt att anta att ett avvattningssteg av något slag kommer att inkluderas. För att få en mer rättvis jämförelse mellan de bildade kväve-produkterna antas det att ett avvattningssteg tillkommer efter membranprocessen i NPHarvest. Då det inte finns pilotdata över denna avvattning har beräkningar baserade på teoretisk energiåtgång samt mätdata från laboratorieförsök använts (se Bilaga C). Total energi uppgick till 30,6 MJ/kg ammoniumsulfat vilket för basfallet innebar ungefär 69 MJ och utgjorde därmed ca 72 % av det totala elenergiebehovet.

Förutom energiåtgång har det också antagits att en procent av inkommande kväve i produkten avgår som utsläpp av ammoniak vid denna avvattning. Effekten av denna torkning av produkten utvärderas i en parametervariation, se avsnitt 5.3.10, där noll torkning antas och där en större mängd (utspädd) ammoniumsulfat transporteras från anläggningen. Beräkningen av massan utgår från ovan nämnda laboratorieförsök där 100 ml vätska innebar 10,6 g ammoniumsulfat. 2,25 kg ammoniumsulfat (basfallet) innebär därmed en utspädd volym på drygt 21 liter. Med antagandet om vattnets densitet på 1 kg/l samt den erhållna vikten på ammoniumsulfat blir den totala massan att transportera därmed ungefär 23,5 kg.

Övriga näringsprodukter (fosforrikt slam, struvit samt fast ammoniumsulfat) har inte bedömts behöva ytterligare behandling på plats innan transport via gödselproducent till jordbruk.

Tabell 5.3

Indata för struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) gällande kemikalie-, energi- och materialförbrukning samt skapade produkter och utsläpp till luft.

5.3.7 Transport av näringsprodukter

I en masteruppsats från 2016 har en genomsnittlig sträcka för transport av slam och struvit på ca 76 km enkel väg från Öresundsverket ut till jordbruken uppskattats (Némethy, 2016). Denna siffra har antagits vara relevant även för denna studie. Transporten är i övrigt modellerad på liknande sätt som transport av kemikalier, se avsnitt 5.3.2.

5.3.8 Substitution av mineralgödsel

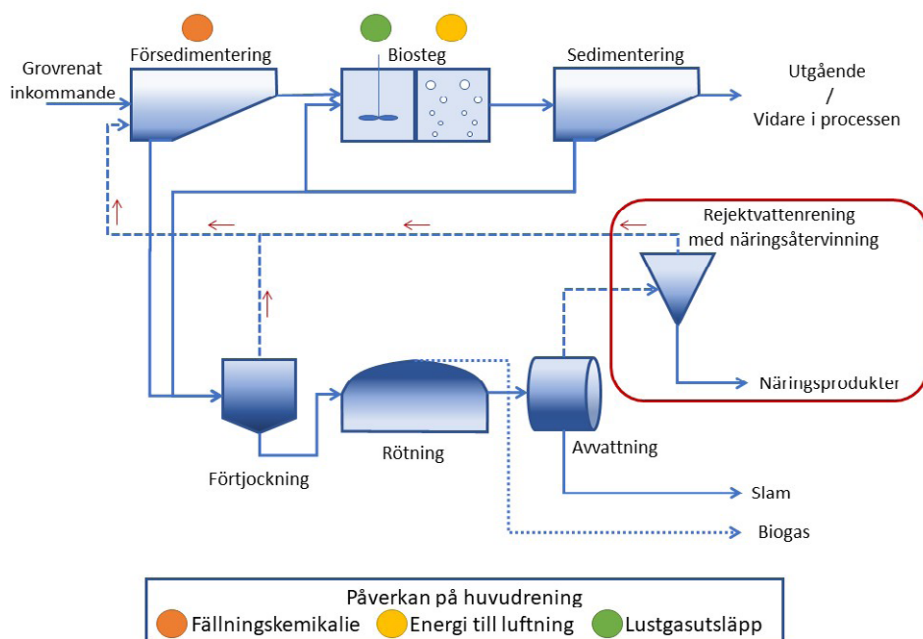
Det finns många olika sätt att hantera substitution av gödningsmedel i en livscykelanalys. Antingen kan substitutionen göras mot råmaterial eller mot färdig produkt. Den kan även beakta en mix av gödningsmedel (Remy & Jossa, 2015; Amann m.fl., 2018) eller specifika (Rodriguez-Garcia m.fl., 2014; Némethy, 2016; Svanström m.fl., 2016). Dessutom är en viktig aspekt huruvida hänsyn bör tas till ersättningsgrad (kopplad till produktens kontra mineralgödselns växttillgänglighet) eller inte. Det bör också fastställas huruvida skillnader i spridning på jordbruksmark ska inkluderas.

I den här studien har vi valt att substituera näringsprodukterna mot färdig mineralgödsel, mot specifika produkter (kväveinnehåll relateras till Ammoniumnitrat (AN 33,5) på grund av datatillgänglighet, medan fosforinnehåll relateras till Trippelsuperfosfat (TSP 46 % P₂O₅)) och med en ersättningsgrad på 1:1. Det vill säga, 1 kg fosfor i näringsprodukt motsvarar 1 kg fosfor i mineralgödningsmedlet. Baserat på en studie av Levén m.fl. (2016) så kommer det mesta av fosfor, sett över en längre tid (ett flertal år), att bli tillgängligt för växter. Motsvarande ersättningsgrad på 1:1 antas även gälla för kväveprodukterna till ammoniumnitrat (AN).

Gällande effekter av spridning och användning av produkterna beror dessa på flera faktorer (exempelvis typ av gröda, typ av mark, spridningssätt och säsong) vilket innebär många osäkerheter vid bedömning av miljöpåverkan. Detta ligger utom ramen för denna studie och därför inkluderas enbart substitution av produktionen – så som även konstaterats i 5.2.3 *Systemet och systemgränser*.

5.3.9 Effekt på huvudrening

Det renade rejeftvatten kommer efter behandling att skickas tillbaka till inloppet till reningsverket för vidare hantering innan utsläpp till recipient. För att jämföra renings effektiviteten mellan de olika teknikerna samt för olika scenarier så bedöms påverkan på huvudreningen utifrån tre olika faktorer där en expansion av systemet görs för att fånga eventuella skillnader: (1) minskat fällningskemikaliebehov på grund av minskad fosforbelastning, (2) minskat energibehov för luftning samt (3) minskade utsläpp av lustgas till följd av lägre kvävebelastning. Figur 5.3 visar en generaliserad bild över rejeftvattenrensningens placering i ett reningsverk samt de tre inkluderade faktorerna av påverkan denna har på huvudreningen.



Figur 5.3

Schematisk bild över rektvattenrensningens placering i förhållande till huvudreningen samt de tre effekterna av näringsåtervinning som beaktats i denna studie. Röd ring markerar studiens huvudsakliga avgränsning.

Fällningskemikalie

Teoretiskt behov är 1 mol aktiv substans (vanligen Fe^{3+} eller Al^{3+}) per mol avskild fosfor. I avloppsreningsverk med kemisk rening av fosfor tillsätts dock fällningskemikalie i överskott, vanligen ca 1,5 mol per mol fosfor. Vid biologisk fosforrening är behovet vanligtvis betydligt mindre. På Öresundsverket gäller förhållandet 0,7 ton Fe per ton avskild fosfor (NSVA, 2021) vilket motsvarar ett molförhållande på 0,39.

För den här studien har det teoretiska molförhållandet på 1 mol/mol fosfor använts (det vill säga ungefär 1,8 kg Fe/kg P). Därtill har det antagits att järn(III)klorid (13,8 % Fe^{3+}) är det ersatta fällningsmedlet då detta används på Öresundsverket. Liknande förfarande kan även ses i Amman m.fl. (2018). Då molförhållande samt val av fällningskemikalie kan variera har detta tagits i beaktning i scenarioanalysen där val av fällningskemikalie undersökts som en teknisk variation (järnklorid jämfört med aluminiumklorid vid samma molförhållande) och där molförhållandet i sin tur varierats i en känslighetsanalys (mellan molförhållanden på 0,39; 1 respektive 1,5 mol Fe/mol P) se vidare detaljer i avsnitt 5.3.10.

Luftning

Vid beräkning av energibehov för luftning har ett förfarande liknande det i Remy och Jossa (2015) använts där syrebehovet per avskild mängd kväve uppskattades till $4,57 \text{ g O}_2/\text{g N}$ (nitrifiering) - $2,86 \text{ g O}_2/\text{g N}$ (denitrifiering) = $1,71 \text{ g O}_2/\text{g N}$ vilket även stämmer överens med Jansen m.fl. (2019). Energibehovet per viss mängd syre uppgick enligt Remy och Jossa (2015) till $0,5 \text{ kWh/kg O}_2$ vilket stämmer överens med de $2 \text{ kg O}_2/\text{kWh}$ som Amann m.fl. (2018) använde för sina beräkningar och de typiska värden på luftningseffektivitet för processvatten som Bengtsson m.fl. (2019) rapporterade ($2,6\text{--}3,9 \text{ kg O}_2/\text{kWh}$ för finblåsiga luftarsystem och $0,8\text{--}1,6 \text{ kg O}_2/\text{kWh}$ för grovblåsiga). I denna studie användes därför en energiöverföring på $0,5 \text{ kWh/kg O}_2$.

Denna beräkning av energianvändning för luftning resulterar således i en rent teoretisk siffra och kan tänkas vara större i praktiken. I denna studie valde vi ändå att utgå från det teoretiska värdet vilket innebär att uppskattningen av miljöpåverkan på grund av undviken luftning kan därför tänkas vara något underskattad.

Lustgasutsläpp

Utsläpp av lustgas har bedömts vara en av de största bidragen till ett reningsverks klimatpåverkan och är därtill också en av de mer svårbedömda då mätdata ofta saknas och är svår att ta fram (Vasilaki m.fl., 2019). Vid Öresundsverket har inga mätningar av lustgasutsläpp gjorts varför vi här är nödgade att använda generella värden. IPCC har tagit fram en faktor för beräkning av utsläpp från reningsverk vilken beskriver att 1,6 % av inkommande kvävebelastning släpps ut som lustgas-kväve (2019). Detta värde har även använts i en masteruppsats där det utvärderats i en känslighetsanalys med andra faktorer (0,8: baserat på korttidsmätningar; samt 2,1: baserat på sidoströmskonfigurationer) (Awaitey, 2021). Kjerstadius m.fl. (2017) använde en faktor på 0,01 kg N₂O-N/kg N_{denitrifierad} vilket motsvarade 0,54 % N₂O-N kg/kg N i inflödet som i en känslighetsanalys jämfördes med en faktor på 2,8 %. I den här studien har IPCC:s faktor på 1,6 % använts för basfallen (vilket är nära den emissionsfaktor på 1,9 % som Kosonen m.fl. (2016) observerade vid ett finskt reningsverk) medan samma värden som Awaitey (2021) tog fram användes i en känslighetsanalys.

5.3.10 Tekniska variationer och känslighetsanalyser

För att utvärdera effekter av olika val som gjorts i modellen har flera parametrar och dataset varierats på olika sätt. Basfallen utgörs för NPHarvest del av svartvattenförsöket och för referenstekniken med struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) av den kombination som specificerats i avsnitt 5.3.5 *Rejektvattenrening*.

Tillsammans med basfallen presenteras resultatet för miljöpåverkansbedömningen (avsnitt 5.4) med vad som här kallas tekniska variationer, tabell 5.4. Dessa variationer inkluderar val av kemikalier (fällningsmedlet aluminiumklorid istället för järnklorid samt syrorna salpetersyra och fosforsyra istället för svavelsyra) val av processkonfiguration (för NPHarvest: konstruktion som medför endast 1 % utsläpp av ammoniak och konfiguration utan torkning men med större mängd kväveprodukt att transportera) samt val av energimixar (finsk eller europeisk elmix istället för svensk, samt lokal eller europeisk fjärrvärmemix).

Tabell 5.4

Sammanställning av tekniska variationer för NPHarvest och tekniken för struvitfällning och ammoniakstripping.

Teknisk variation	Basfallen	NPHarvest	Struvitfällning och ammoniakstripping
Kemikalier	FeCl ₃ , H ₂ SO ₄	AlCl ₃ , HNO ₃ , H ₃ PO ₄	AlCl ₃ , HNO ₃ , H ₃ PO ₄
Processkonfiguration (endast NPHarvest)	18 % NH ₃ -utsläpp; beräknad torkning	1 % NH ₃ -utsläpp; noll torkning	---
Energimix	Svensk elmix; Svensk värmemix	Finsk och europeisk elmix	Finsk och europeisk elmix; Lokal och europeisk värmemix

Effekten av val av syra för utvinning av kväveprodukt har utvärderats för de båda reningsteknikerna genom att byta svavelsyra mot salpetersyra (HNO₃) och fosforsyra (H₃PO₄). Detta påverkar endast kvävereningen för reningsteknikerna och inte förbehandlingen eller eco:P. Förutom att själva produktionen av syran förändras innebär det också att kväveprodukten får en annan sammansättning. Det antas dock att exakt samma mängd ammonium fångas upp i scenarierna som i basfallen. I fallet med HNO₃ tillsätts extra kväve i form av nitrat och i fallet med H₃PO₄ tillsätts alltså extra fosfor. Detta tas i beaktning i modellen genom att totala mängden kväve i produkten ersätts (på liknande sätt som innan) mot ammoniumnitrat (AN 33,5) och fosforandelen i kväveprodukten som bildas med hjälp av fosforsyra substitueras mot trippelsuperfosfat (TSP P₂O₅ 46 %).

Då det är intressant att fundera över hur nästa version av NPHarvest skulle fungera har en variation av processkonfigurationen med betydligt mindre utsläpp av ammoniak inkluderats. Det har här antagits att utsläpp av ammoniak kan minskas till 1 % av inkommande kväveinnehåll. Detta påverkar i sin tur mängden ammoniumsulfat som

kan produceras och då även mängden svavelsyra som behövs tillsätts. Däremot har ingen påverkan på förbehandlingen inkluderats.

I en känslighetsanalys (avsnitt 5.6.1) utvärderas effekten av specifika parametrar men också hela dataset. Vilka parametrar som varierats och mellan vilka värden sammanfattas i tabell 5.5.

Tabell 5.5

Sammanfattning av parametrar som varierats.

Parameter	Basfall	Variationer	Se mer i avsnitt
Emissionsfaktor för lustgas	1,6 % (IPCC, 2019)	0,8 % (Awaitey, 2021); 2,1 % (Awaitey, 2021)	5.3.9 Effekt på huvudrening
Fällningskemikalie	1 mol Fe ³⁺ /mol P 1,8 kg Fe ³⁺ /kg P	0,7 kg Fe ³⁺ /kg P (NSVA, 2021); 2,7 kg Fe ³⁺ /kg P (Amann m.fl., 2018); 1 mol Al ³⁺ /mol P	5.3.9 Effekt på huvudrening
Fossilt kolinnehåll	0 % (IPCC, 2019)	28 % (Tseng m.fl., 2016)	5.3.5 Rejektvattenrening

För att utvärdera större förändringar av indata har några olika set av data jämförts. För NPHarvests del inkluderas data från rejecktattenförsöket för att påvisa en möjlig effekt av att använda ett vatten med annan sammansättning på grund av skillnader i lokala förutsättningar. Scenarier för referenstekniken utgörs av dataseten från Kjerstadius m.fl. (2017) samt anbudet av Ekobalans Fenix AB så som är beskrivet i avsnitt 5.3.5 *Rejektvattenrening*.

I tabell B.7 i Bilaga B visas en sammanställning av de dataset som använts specifikt i de tekniska variationerna eller känslighetsanalyserna. Detaljerade indata för respektive teknisk variation, de olika parametervariationerna samt variationerna i dataset står att finna i tabeller B.8 och B.9 i Bilaga B.

5.4 Miljöpåverkansbedömning

I detta kapitel presenteras resultatet för de olika miljöpåverkanskategorierna i följande ordning: klimatpåverkan (5.4.1), övergödning (5.4.2), försurning (5.4.3), toxicitet (5.4.4) och resursanvändning (5.4.5). En sammanställning av de hotspots av miljöpåverkan som identifierats för varje kategori följer sedan i kapitel 5.5. För samtliga kategorier visas resultatet analyserat till mid-point. Resultat beräknat till endpoint diskuteras i ett senare kapitel (avsnitt 5.6.3) tillsammans med en normalisering (avsnitt 5.6.2) för att sätta resultatet i ett större sammanhang.

Förutom basfallen för de båda teknikerna visas här även resultatet för de tekniska variationer som undersökts, se tabell 5.6. Dessa innefattar variationer på kemikalier samt processutförande och energimixar så som beskrivits i avsnitt 5.3.10. Staplarna i diagrammen visar bruttoresultatet, det vill säga staplar över noll indikerar miljöpåverkan medan staplar under noll visar på sluppen miljöpåverkan. I de flesta fall visas även nettoresultatet med en markör. Staplarna är indelade i aktiviteter vilka följer enhetsprocesserna i stor utsträckning och är därmed beskrivna i avsnitt 5.3 *Livscykelinventering*.

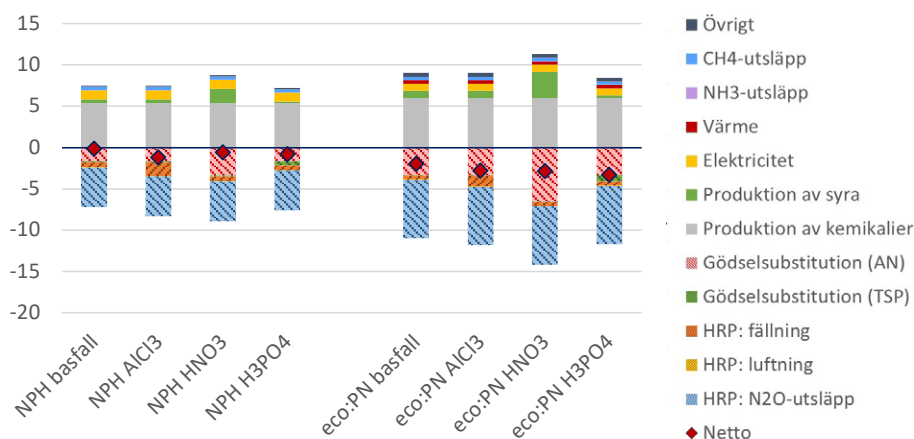
Benämning	NPHarvest		Struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N)	
	Basfall	Variation	Basfall	Variation
Teknisk variation – kemikalier				
AlCl ₃	FeCl ₃	AlCl ₃	FeCl ₃	AlCl ₃
HNO ₃	H ₂ SO ₄	HNO ₃	H ₂ SO ₄	HNO ₃
H ₃ PO ₄	H ₂ SO ₄	H ₃ PO ₄	H ₂ SO ₄	H ₃ PO ₄
Teknisk variation – process och energi				
1 % NH ₃	18 % NH ₃	1 % NH ₃	---	---
Noll torkning	Beräknad torkning, transport av kväveprodukt i fast form	Ingen beräknad torkning, transport av större mängd flytande kväveprodukt	---	---
Finsk el	Svensk elmix	Finsk elmix	Svensk elmix	Finsk elmix
EU el	Svensk elmix	Europeisk elmix	Svensk elmix	Europeisk elmix
Lokal värme	---	---	Svensk fjärrvärmemix	Lokal fjärrvärmemix för Helsingborg
EU värme	---	---	Svensk fjärrvärmemix	Europeisk fjärrvärmemix

Tabell 5.6

Sammanfattning av de tekniska variationerna för kemikalier samt processteg och energimixar som presenteras jämte resultaten för basfallen i avsnitt 5.4.

5.4.1 Klimatpåverkan

Inom miljöpåverkanskategorin klimatpåverkan bidrar främst utsläpp av metan, lustgas och koldioxid. För den sistnämnda inkluderas dock endast de utsläpp som har fossilt ursprung. I figur 5.4 visas resultatet för basfallen för NPHarvest och referenstekniken tillsammans med de tekniska variationerna med olika fällningsmedel och syror. Produktion av kemikalier (kalciumhydroxid för NPHarvest och främst natriumhydroxid för referenstekniken), grå delstapel, har en betydande miljöpåverkan medan sluppen miljöpåverkan främst beror på substitution av produktion av gödningsmedel (AN) och slupplustgasemissioner från huvudreningen. Det är intressant att notera att klimatnyttan av minskade lustgasutsläpp på grund av mängd avskilt kväve generellt är större än för den substituerade kvävegödseln vilken i sin tur beror på mängd återvunnet kväve. De båda teknikerna uppvisar ett liknande resultat med nettomarkören nära, men under, nollstrecket. För referenstekniken är dock den slupplustgasemissionen något större än för NPHarvest vilket kan förklaras med en större mängd avskilt och återvunnet kväve. Det kan alltså konstateras att om klimatnyttorna för båda teknikerna kan förverkligas så medför implementering av dessa ingen ökad, utan snarare minskad, klimatpåverkan.



Figur 5.4

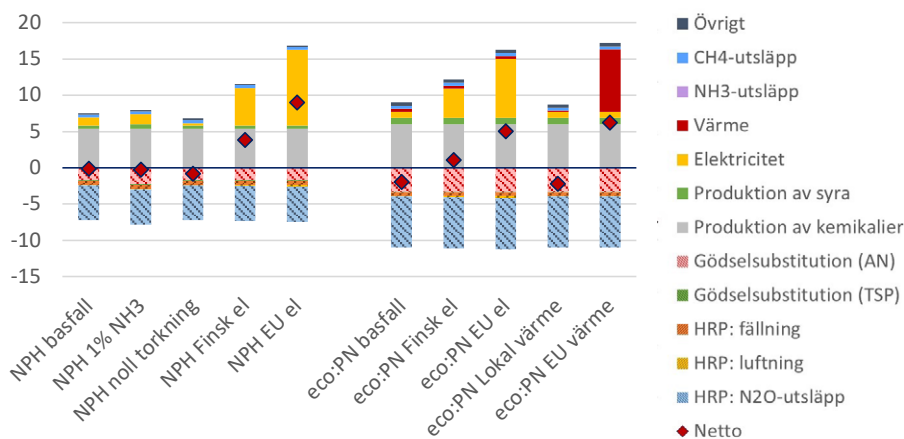
Resultat för miljöpåverkanskategorin klimatpåverkan i kg CO₂-ekv./funktionell enhet. I diagrammet visas basfallen för NPHarvest (NPH) samt struvitfällning och kväveåtervinning (eco:PN) tillsammans med de tekniska variationerna av kemikalier. HRP = Huvudreningspåverkan.

Aktiviteten "Produktion av kemikalier" innebär för NPH: Ca(OH)₂ och för eco:PN: MgCl₂, NaOH samt citronsyra. Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.

För båda tekniker gäller generellt att ett byte av fällningskemikalie i huvudreningen från järnklorid till aluminiumklorid ökar den slupna miljöpåverkan något (orange, randig del-stapel). Detta märks tydligare hos NPHarvest där en större mängd fosfor avskildes.

Gällande scenariot med salpetersyra kan konstateras att produktionen av denna har större miljöpåverkan än produktionen av svavelsyra (grön delstapel). Dock erhålls en större mängd kväve vilket innebär en större mängd substituerad ammoniumnitrat (AN) vilket i sin tur i princip balanserar miljöpåverkan så att nettoresultatet för basfallen och salpetersyra-scenariot är mycket lika. I scenariot med fosforsyra verkar istället produktionen av denna ha mindre påverkan på klimatet jämfört med svavelsyran. Dessutom leder detta till en avsevärt större mängd fosforgödsel (TSP) som kan substitueras jämfört med i de andra scenarierna där fosfor enbart erhålls från fosforprodukterna.

I figur 5.5 visas resultatet för klimatpåverkan för basfallen tillsammans med variationerna i processutformning samt energimixar. Vid en första anblick kan man tydligt konstatera att valet av energimix får stor påverkan på slutresultatet då delstaplarna för elektricitet (gul) och värme (röd) skjuter i höjden vid ett byte från svenska förhållanden till finska och europeiska.



Figur 5.5

Resultat för miljöpåverkans-kategorin klimatpåverkan i kg CO₂-ekv./funktionell enhet. I diagrammet visas basfallen för NPHarvest (NPH) samt struvitfällning och kväveåtervinning (eco:PN) tillsammans med de tekniska variationerna av processteg och energimixar. HRP = Huvudreningspåverkan.

Aktiviteten "Produktion av kemikalier" innebär för NPH: Ca(OH)₂ och för eco:PN: MgCl₂, NaOH samt citronsyra. Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.

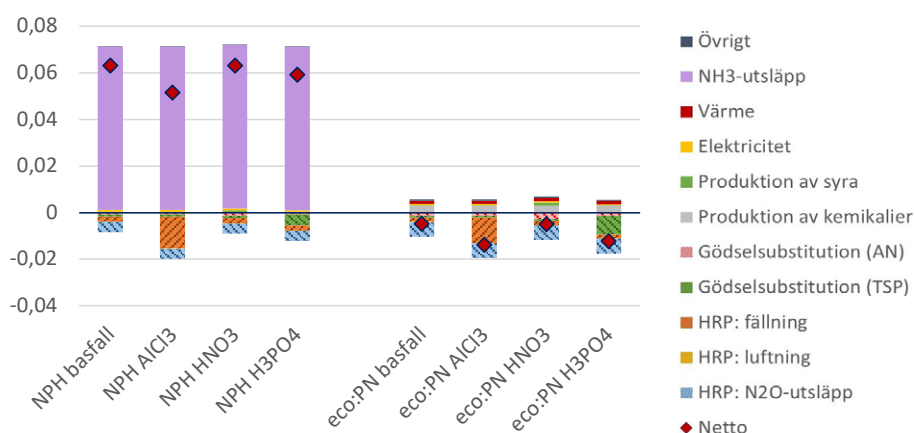
För NPHarvest märks ingen större skillnad mellan basfallet och scenariot med en procents utsläpp av ammoniak då utsläpp av ammoniak till luft inte bidrar direkt till klimatpåverkan. Däremot innebär scenariot en viss ökning i mängden svavelsyra som behövs men också mängden kväve som återvinns och därmed mängden kvävegödsel (AN) som kan substitueras.

Att torka ammoniumsulfaten innan transport till gödselproducent står för den största delen av elkonsumtionen (72 %) för basfallet för NPHarvest, men då den svenska elmixen till stor del består av icke-fossila källor får inte denna så stor påverkan på det totala resultatet för klimatpåverkan. Vid undersökningen av variationen "Noll torkning" är det således inte så stor miljöpåverkan som försvinner, men värt att notera är att påverkan för transport av en betydligt större mängd näringsprodukt (inkluderas i delstapeln "övrigt") inte väger upp detta bortfall, det vill säga torkningen innebär större miljöpåverkan än transporten av en större mängd flytande produkt. Vilken elmix som ligger till grund för bedömningen har däremot mycket stor påverkan på resultatet. Som precis konstaterats har den svenska elmixen en mycket låg andel fossila källor medan den finska eller europeiska mixen har större andel. Valet att torka eller inte torka ammoniumsulfaten skulle därför få en betydligt större påverkan på resultatet om reningstekniken var placerad i

ett annat EU-land. För tekniken med struvitfällning och ammoniakstripping ser man på samma sätt hur stor inverkan valet av elmix – och även värmemix – har på totalresultatet. I svenska förhållanden uppvisar båda reningstekniker ett nettoresultat under nollstrecket (det vill säga en totalt sett sluppen miljöpåverkan), men ändras energimixen till finska eller europeiska förhållanden innebär nettoresultatet istället en påverkan på miljön. Således får val av energimix stor påverkan på hur klimativänliga teknikerna är.

5.4.2 Övergödning

Inom kategorin övergödning blir betydelsen av ammoniakutsläppen uppenbara när NPHarvest och referenstekniken presenteras sida vid sida (figur 5.6). I figuren visas basfallen med de tekniska variationerna av kemikalier. Miljöpåverkan för NPHarvest inom denna kategori ligger i en helt annan storleksordning (~10 gånger större) än för tekniken med struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N).

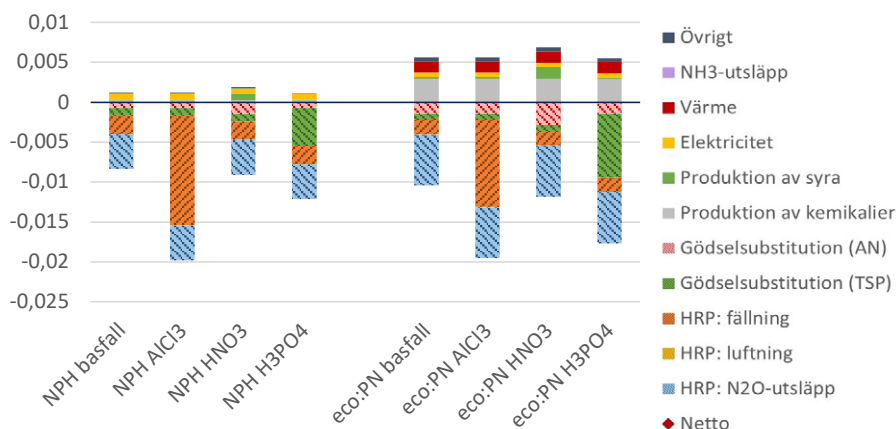


Figur 5.6

Resultat för miljöpåverkan-kategorin övergödning i kg PO₄-ekv./funktionell enhet. I diagrammet visas basfallen för NPHarvest (NPH) samt struvitfällning och kväveåtervinning (eco:PN) tillsammans med de tekniska variationerna av kemikalier. HRP = Huvudreningspåverkan.

Aktiviteten "Produktion av kemikalier" innebär för NPH: Ca(OH)₂ och för eco:PN: MgCl₂, NaOH samt citronsyra. Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.

Först när resultatet visas exklusive dessa utsläpp av ammoniak blir storleksordningen densamma för de båda teknikerna (figur 5.7). Näst efter ammoniakemissionerna bidrar elektriciteten (NPHarvest) och produktion av kemikalier och värme (eco:P och eco:N) till störst miljöpåverkan. Sluppen miljöpåverkan utgörs för alla scenarier främst av effekten på huvudreningen, nämligen uteblivna lustgasutsläpp och sluppen produktion av fällningskemikalie – den sistnämnda märks framförallt i variationen med aluminiumklorid. I scenariot för fosforsyra utgörs dock störst sluppen miljöpåverkan av substituerad produktion av fosforgödsel (TSP) vilket är förklarligt då denna är känd för att medföra betydande utsläpp av fosfor till recipient (Svanström m.fl., 2016).

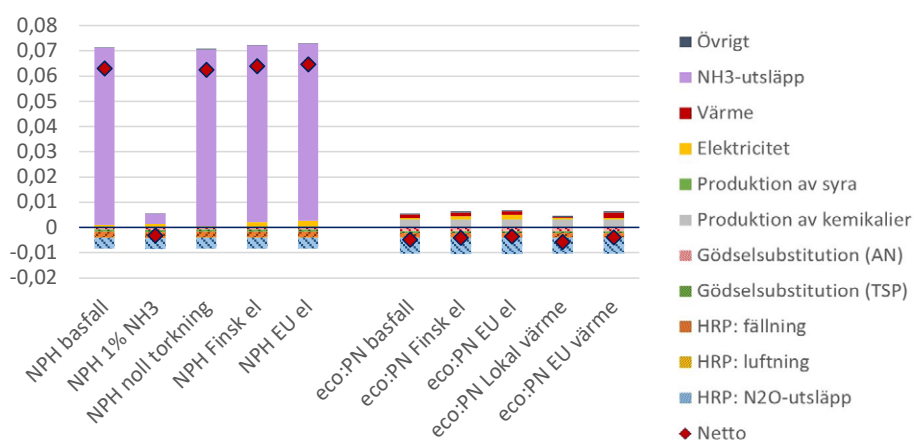


Figur 5.7

Resultat för miljöpåverkans-kategorin övergödning utan påverkan från ammoniakemissioner i kg PO₄-ekv./funktionell enhet. I diagrammet visas basfallen för NPHarvest (NPH) samt struvitfällning och kväveåtervinning (eco:PN) tillsammans med de tekniska variationerna av kemikalier. HRP = Huvudreningspåverkan.

Aktiviteten "Produktion av kemikalier" innebär för NPH: Ca(OH)₂ och för eco:PN: MgCl₂, NaOH samt citronsyra. Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.

För de tekniska variationerna av processteg och energimixar är resultatet detsamma (figur 5.8). Vikten av att minska utsläppen av ammoniak syns både i jämförelsen mellan de båda teknikerna och i fallet med 1 % utsläpp av gasen. Först i det sistnämnda fallet hamnar nettoresultatet under nollstrecket för NPHarvest. För referenstekniken är nettoresultatet i alla fallen under nollstrecket – det vill säga den slupna miljöpåverkan är större än den uppkomna. Val av energimix har en viss inverkan på resultatet, dock inte tillräckligt för att innebära ett nettoresultat över noll.



Figur 5.8

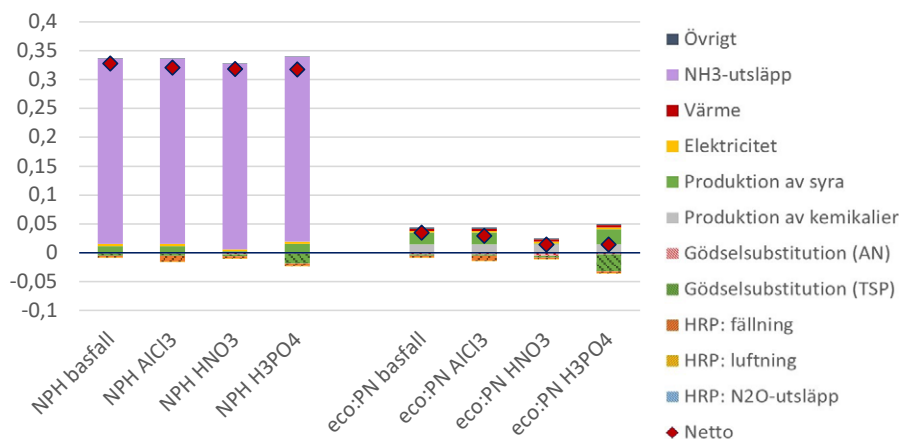
Resultat för miljöpåverkans-kategorin övergödning i kg PO₄-ekv./funktionell enhet. I diagrammet visas basfallen för NPHarvest (NPH) samt struvitfällning och kväveåtervinning (eco:PN) tillsammans med de tekniska variationerna av processteg och energimixar. HRP = Huvudreningspåverkan.

Aktiviteten "Produktion av kemikalier" innebär för NPH: Ca(OH)₂ och för eco:PN: MgCl₂, NaOH samt citronsyra. Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.

5.4.3 Försurning

Kategorin försurning påverkas framförallt av utsläpp av svaveldioxid, kväveoxider och ammoniak till luft. Av dessa har den sistnämnda stor betydelse för NPHarvest; på liknande sätt som i fallet med övergödning så dominerar dessa utsläpp även i denna kategori, se figur 5.9. Näst efter dessa emissioner har produktion av syra störst miljöpåverkan inom samtliga scenarier. Störst sluppen miljöpåverkan erhålls i scenariot med fosforsyra där substitutionen av fosforgödsel visar sig ha betydelse. Generellt kan dock konstateras att den uppkomna miljöpåverkan är större än den slupna för båda teknikerna och samtliga

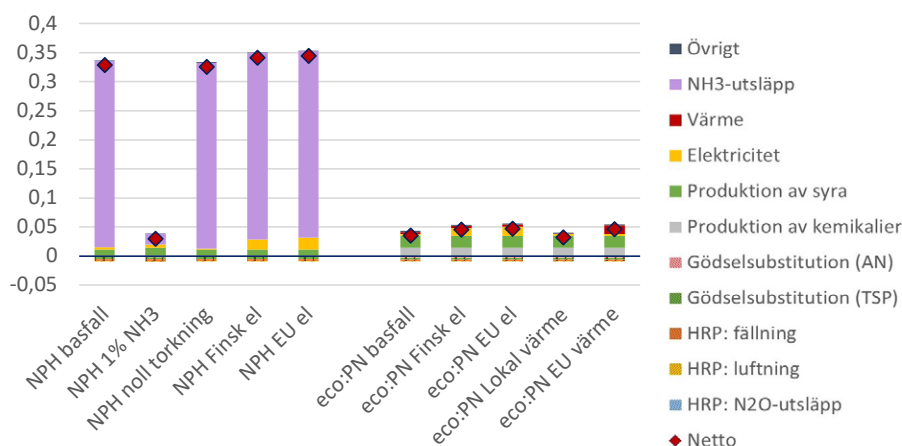
scenarier. Liknande kan även sägas om de tekniska variationerna över processteg och energimixar (figur 5.10) där val av energimix har en viss betydelse, om än inte i samma storleksordning som för utsläppen av ammoniak.



Figur 5.9

Resultat för miljöpåverkans-kategorin försurning i kg SO₂-ekv./funktionell enhet. I diagrammet visas basfallen för NPHarvest (NPH) samt struvitfällning och kväveåtervinning (eco:PN) tillsammans med de tekniska variationerna av kemikalier. HRP = Huvudreningspåverkan.

Aktiviteten "Produktion av kemikalier" innebär för NPH: Ca(OH)₂ och för eco:PN: MgCl₂, NaOH samt citronsyra. Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.



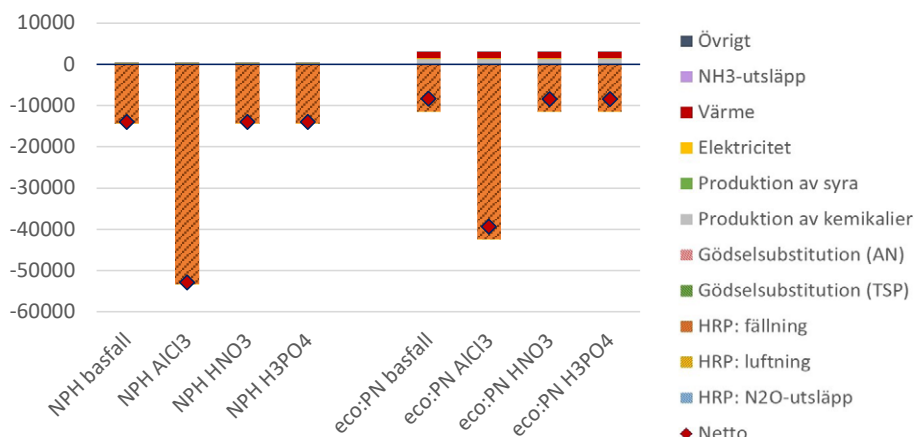
Figur 5.10

Resultat för miljöpåverkans-kategorin försurning i kg SO₂-ekv./funktionell enhet. I diagrammet visas basfallen för NPHarvest (NPH) samt struvitfällning och kväveåtervinning (eco:PN) tillsammans med de tekniska variationerna av processteg och energimixar. HRP = Huvudreningspåverkan.

Aktiviteten "Produktion av kemikalier" innebär för NPH: Ca(OH)₂ och för eco:PN: MgCl₂, NaOH samt citronsyra. Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.

5.4.4 Toxicitet

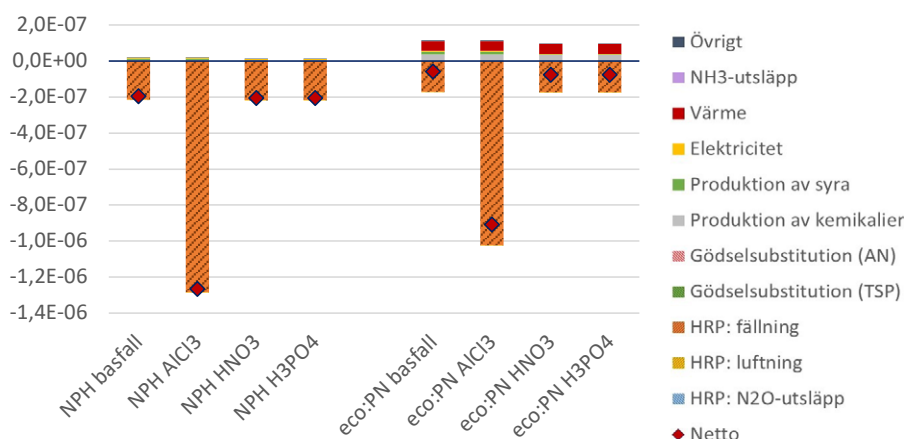
För miljöpåverkanskategorierna inom toxicitet är det framförallt inverkan av fällningskemikalie som dominerar resultatbilden (figur 5.11 ekotoxicitet samt figur 5.12 human-toxicitet – cancer). Det blir också tydligt att val av fällningsmedel har en betydande påverkan då alternativen med aluminiumklorid (NPH AlCl₃ samt S&A AlCl₃) har en nästan tredubbelt större sluppen miljöpåverkan. Aktiviteter som bidrar till miljöpåverkan märks främst för referenstekniken och utgörs av produktion av kemikalier (främst citronsyra men även natriumhydroxid) samt produktion av värme. Val av energimix påverkar inte resultatet i nämnvärd utsträckning och av utrymmesskäl visas därför inte resultatet här.



Figur 5.11

Resultat för miljöpåverkans-kategorin ekotoxicitet i CTUe/funktionell enhet. I diagrammet visas basfallen för NPHarvest (NPH) samt struvitfällning och kväveåtervinning (eco:PN) tillsammans med de tekniska variationerna av kemikalier. HRP = Huvudreningspåverkan.

Aktiviteten "Produktion av kemikalier" innebär för NPH: $\text{Ca}(\text{OH})_2$ och för eco:PN: MgCl_2 , NaOH samt citronsyra. Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.

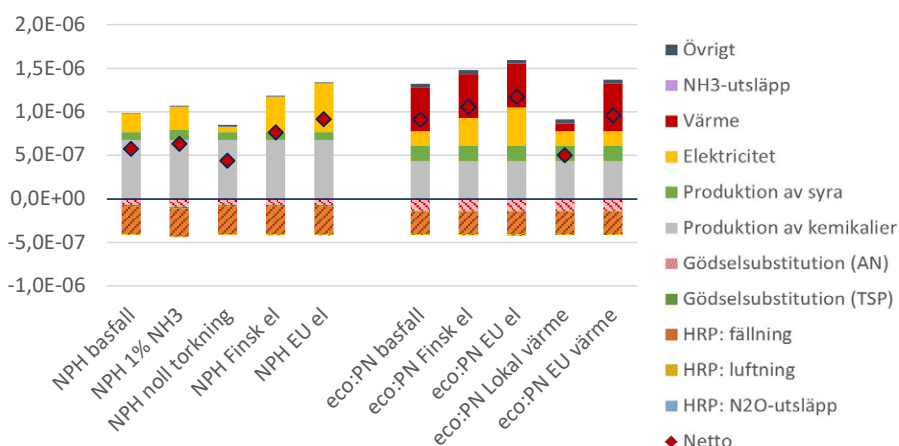


Figur 5.12

Resultat för miljöpåverkans-kategorin humantoxicitet – cancer – i CTUh/funktionell enhet. I diagrammet visas basfallen för NPHarvest (NPH) samt struvitfällning och kväveåtervinning (eco:PN) tillsammans med de tekniska variationerna av kemikalier. HRP = Huvudreningspåverkan.

Aktiviteten "Produktion av kemikalier" innebär för NPH: $\text{Ca}(\text{OH})_2$ och för eco:PN: MgCl_2 , NaOH samt citronsyra. Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.

Gällande toxicitetskategorin humantoxicitet – ej cancer är den slupna påverkan från fällningsmedlen i samma storleksordning som andra aktiviteter (figur 5.13). Här får vi ett nettoresultat som generellt ligger över nollstrecket och med större miljöpåverkan från produktion av kalciumhydroxid (NPHarvest), värmeproduktion (eco:P och eco:N) och elproduktion (båda tekniker). För referenstekniken innebär även produktion av kemikalier en miljöpåverkan – främst från natriumhydroxid (84 %) men även citronsyra (15 %). Val av energimix samt energianvändning (som i fallet med noll torkning för NPHarvest) har en noterad inverkan på slutresultatet.



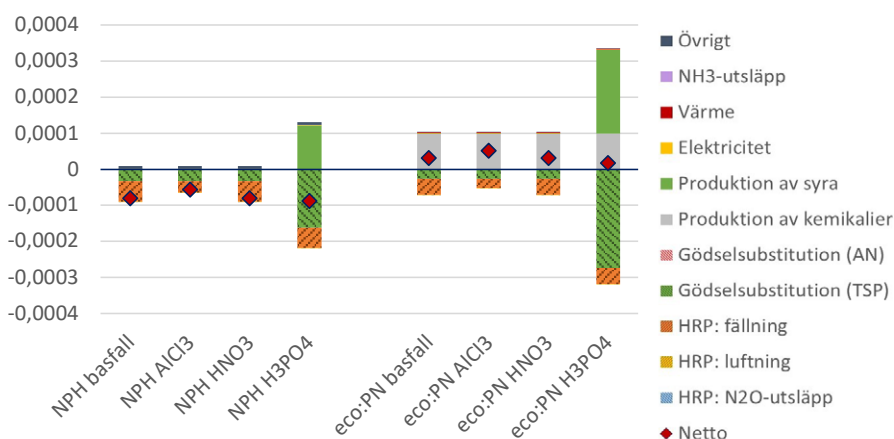
Figur 5.13

Resultat för miljöpåverkans-kategorin humantoxicitets – ej cancer – i CTUh/funktionell enhet. I diagrammet visas basfallen för NPHarvest (NPH) samt struvitfällning och kväveåtervinning (eco:PN) tillsammans med de tekniska variationerna av processteg och energimixar. HRP = Huvudreningspåverkan.

Aktiviteten "Produktion av kemikalier" innebär för NPH: $\text{Ca}(\text{OH})_2$ och för eco:PN: MgCl_2 , NaOH samt citronsyra. Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.

5.4.5 Resursanvändning

Inom kategorin utarmning av icke-fossila resurser ses för NPHarvest generellt ett netto-resultat under noll (figur 5.14). I figur 5.14 visas basfallen tillsammans med de tekniska variationerna av kemikalier. Sluppen förbrukning av fällningsmedel och fosforgödselproduktion (TSP) utgör störst bidrag till detta. Liknande bild kan ses för struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N), men där produktionen av kemikalier – främst natriumhydroxid (på grund av förbrukning av natriumklorid och colemanit (Elginöz m.fl., 2020)) – bidrar till en betydlig resursförbrukning. De olika scenarierna uppvisar inga större skillnader – förutom fallen med fosforsyra istället för svavelsyra. Produktionen av fosforsyra kräver resurser (på grund av användningen av mineralfosfor), men det verkar också vägas upp av den slupna produktionen av fosforgödsel. Val av el- och värmemix påverkar inte resultatet i nämnvärd utsträckning och resultatet för de tekniska variationerna av processteg och energimixar visas därför inte här.



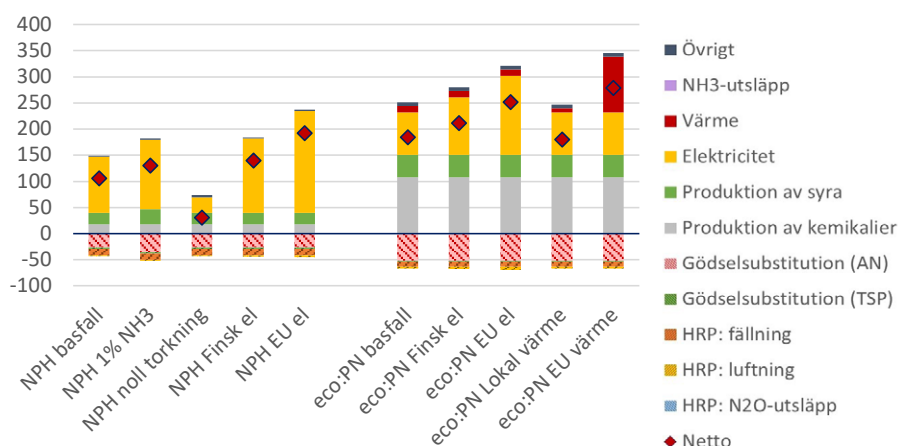
Figur 5.14

Resultat för miljöpåverkans-kategorin utarmning av icke-fossila resurser i kg Sb-ekv./funktionell enhet. I diagrammet visas basfallen för NPHarvest (NPH) struvitfällning och kväveåtervinning (eco:PN) tillsammans med de tekniska variationerna av kemikalier. HRP = Huvudreningspåverkan.

Aktiviteten "Produktion av kemikalier" innebär för NPH: $\text{Ca}(\text{OH})_2$ och för eco:PN: MgCl_2 , NaOH samt citronsyra. Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.

Användning av primäreenergi utgör egentligen inte en miljöpåverkanskategori, men är ändå ofta av intresse i LCA-sammanhang och brukar presenteras tillsammans med miljöpåverksbedömningen. Användning av primäreenergi från icke-förnybara källor (figur 5.15) och total primäreenergi (figur 5.16) kan här ses med basfallen och de tekniska variationerna av processteg och energimixar. Trenderna för de båda graferna är desamma inom respektive variation – dock är y-axlarna olika (den icke-fossila energin utgör drygt hälften av den totala primärenergien).

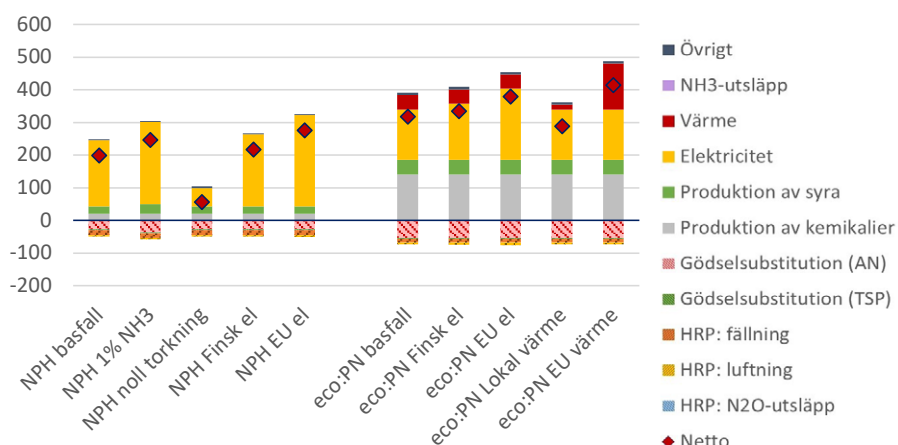
För NPHarvest är det tydligt vilken påverkan elbehovet har när basfallet jämförs med variationen med noll torkning. Det ökade transportarbetet (alltså resultatet av att inte torka kväveprodukten utan istället transportera en betydligt större mängd) syns knappt – ingår i den mörkgrå delstapel "övrigt" – medan aktiviteten med den största primärenergianvändningen (elektriciteten) minskar med 72 %.



Figur 5.15

Resultat för primärenergianvändningen av icke förnybara källor i MJ/funktionell enhet. I diagrammet visas basfallen för NPHarvest (NPH) samt struvitfällning och kväveåtervinning (eco:PN) tillsammans med de tekniska variationerna av processteg och energimixar. HRP = Huvudreningspåverkan.

Aktiviteten "Produktion av kemikalier" innebär för NPH: $\text{Ca}(\text{OH})_2$ och för eco:PN: MgCl_2 , NaOH samt citronsyra. Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.



Figur 5.16

Resultat för primärenergianvändningen av förnybara och icke förnybara källor i MJ/funktionell enhet. I diagrammet visas basfallen för NPHarvest (NPH) samt struvitfällning och kväveåtervinning (eco:PN) tillsammans med de tekniska variationerna av processteg och energimixar. HRP = Huvudreningspåverkan.

Aktiviteten "Produktion av kemikalier" innebär för NPH: $\text{Ca}(\text{OH})_2$ och för eco:PN: MgCl_2 , NaOH samt citronsyra. Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.

Resultatet för de tekniska variationerna av kemikalier visas inte här, men det kan vara värt att nämna att användning av salpetersyra istället för svavelsyra skulle medföra en något ökad mängd mineralgödsel (AN) som kan substitueras medan produktion av fosforsyra har ett något lägre energibehov än produktionen av svavelsyra, tabell B.10 i Bilaga B.

5.5 Identifiering av hotspots

För att svara på frågan om var i den undersökta delen av livscykeln den största miljöpåverkan för teknikerna uppstår har en sammanställning om de mest betydande parametrarna inom varje miljöpåverkanskategori gjorts, tabell 5.7.

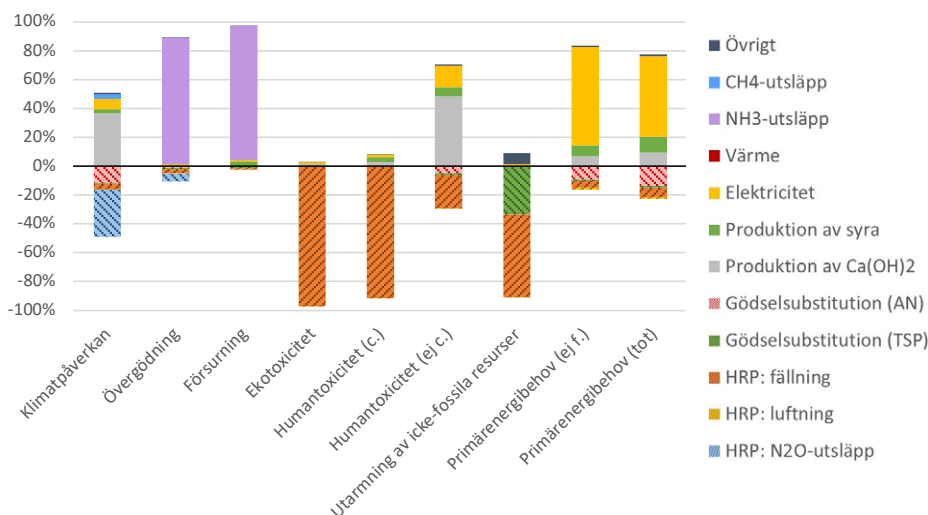
Tabell 5.7

Sammanställning av aktiviteter med betydande miljöpåverkan (hotspots) inom de undersökta miljöpåverkanskategorierna samt vilka tekniska variationer som är av större vikt.

Miljöpåverkanskategori	NPHarvest	eco:P och eco:N	Viktig teknisk variation
Klimatpåverkan	Produktion av Ca(OH) ₂ , uteblivna N ₂ O-utsläpp	Produktion av NaOH, uteblivna N ₂ O-utsläpp, sluppen produktion av AN	Elmix, värmemix
Övergödning	NH ₃ -utsläpp	Uteblivna N ₂ O-utsläpp, produktion av NaOH, sluppen produktion av fällningsmedel	Fällningsmedel, fosforsyra
Försurning	NH ₃ -utsläpp	Produktion av syra, Produktion av NaOH sluppen produktion av fällningsmedel	Salpetersyra, elmix, värmemix
Ekotoxicitet	Sluppen produktion av fällningsmedel	Sluppen produktion av fällningsmedel, värmeproduktion, produktion av citronsyra	Fällningsmedel, värmemix
Humantoxicitet (c.)	Sluppen produktion av fällningsmedel	Sluppen produktion av fällningsmedel, värmeproduktion, produktion av citronsyra	Fällningsmedel, värmemix
Humantoxicitet (ej c.)	Produktion av Ca(OH) ₂ , sluppen produktion av fällningsmedel, elproduktion	Värmeproduktion, produktion av NaOH sluppen produktion av fällningsmedel	Fällningsmedel, elmix
Utarmning av icke-fossila resurser	Sluppen produktion av fällningsmedel, sluppen produktion av TSP	Produktion av NaOH, sluppen produktion av fällningsmedel, sluppen produktion av TSP	Fosforsyra
Primärenergianvändning (ej f.)	Elproduktion, sluppen produktion av AN	Produktion av NaOH, elproduktion, sluppen produktion av AN	Elmix, elförbrukning, värmemix
Primärenergianvändning (tot.)	Elproduktion	Elproduktion, produktion av NaOH, värmeproduktion	Elförbrukning, elmix, värmemix

Resultatet för NPHarvest finns också visualiserat i figur 5.17. Här har en omskalning gjorts så att resultatet för varje visad miljöpåverkanskategori täcker 100 procentenheter. Denna omskalning har gjorts för att lättare identifiera vilka aktiviteter som utgör hotspots i respektive kategori, men får samtidigt till följd att alla kategorier ser ut att bidra lika mycket till miljöpåverkan. Så är dock inte fallet, vissa kategorier har större betydelse än andra och detta undersöks och diskuteras vidare i avsnitt 5.6.3 *Endpoint*. I figur 5.17 blir det tydligt att vilka aktiviteter som utgör hotspots till stor del beror på

vilken miljöpåverkanskategori som bedöms. Sammanfattningsvis kan dock ändå konstateras att störst miljöpåverkan utgörs av produktion av $\text{Ca}(\text{OH})_2$ och utsläpp av NH_3 samt att sluppen miljöpåverkan påverkas av avskilt kväve (undvikna N_2O -emissioner) samt avskild och återvunnen fosfor (sluppen produktion av fällningskemikalie samt fosforgödsel (TSP)). Behovet av primärenergi härrör framförallt från elförbrukningen.

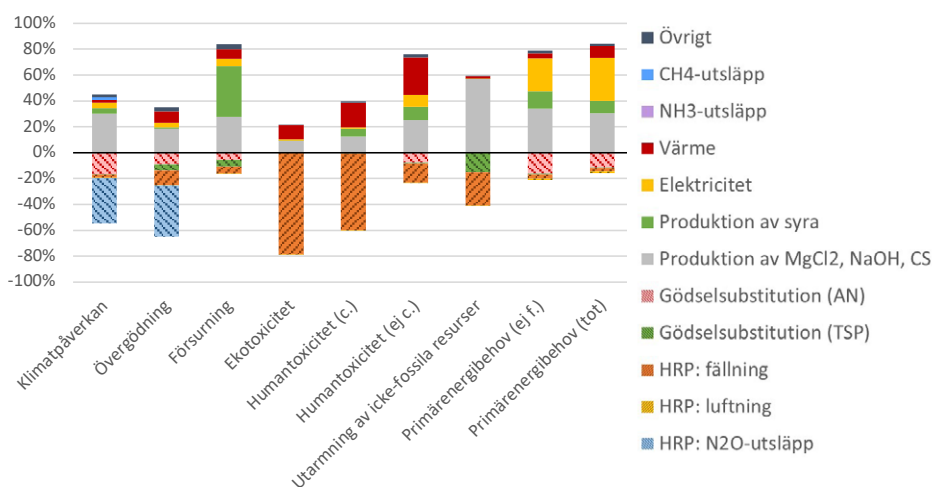


Figur 5.17

Resultat av miljöpåverkan för NPHarvest (basfallet) för samtliga undersökta påverkanskategorier samt primärenergianvändning, omskalad så att varje visad kategori täcker 100 procentenheter. HRP = Huvudreningspåverkan.

Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.

För referenstekniken med struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) ser resultatet något annorlunda ut (figur 5.18). Miljöpåverkan utgörs främst av produktion av kemikalier (främst NaOH) och värme med en primärenergianvändning som främst påverkas av elförbrukningen och produktion av natriumhydroxid. Den slupna miljöpåverkan skiljer sig mot NPHarvest genom en större mängd avskilt kväve och en mindre mängd avskild fosfor vilket innebär en större påverkan från undvikna N_2O -emissioner och sluppen produktion av kvävegödsel (AN) samt sluppen produktion av fällningsmedel.



Figur 5.18

Resultat av miljöpåverkan för struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) (basfallet) för samtliga undersökta påverkanskategorier samt primärenergianvändning, omskalad så att varje visad kategori täcker 100 procentenheter. HRP = Huvudreningspåverkan. CS = citronsyra.

Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.

5.6 Tolkning av resultaten

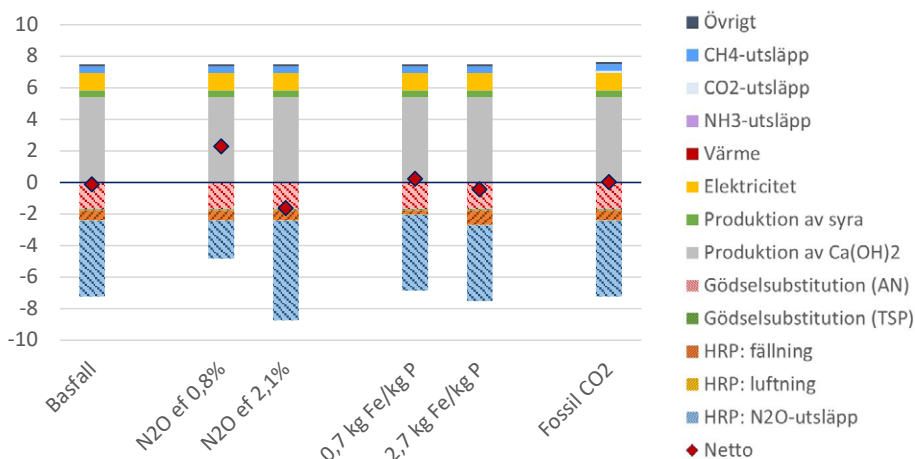
I detta avsnitt diskuteras resultaten från föregående delkapitel genom att studera parametervariationer och variationer i dataset i en känslighetsanalys (5.6.1). Därefter utförs en normalisering av resultatet (5.6.2) och analyseras till endpoint (5.6.3) för att sätta det i ett större sammanhang.

5.6.1 Känslighetsanalys

För att utvärdera effekten av några av de val som gjorts har en känslighetsanalys utförts. Här diskuteras först de parametervariationer som studerats (val av emissionsfaktor för N_2O -utsläpp, val av molförhållande mellan fällningskemikalie och avskild fosfor samt effekt av fossil andel kol i avloppsvattnet) och deras resultat i relation till basfallen för teknikerna. Därefter förs en kortare diskussion kring användandet av olika dataset och vilken effekt det har på slutresultatet.

Parametervariationer

Inom kategorin för *klimatpåverkan* (figur 5.19) blir det tydligt att vilken emissionsfaktor som antagits för lustgasutsläppen har visst genomslag på nettoresultatet. Ett lägre värde på emissionsfaktorn (0,8 % N_2O -N per inkommande TN) innebär ett nettoresultat över noll, det vill säga en ökad klimatpåverkan, medan ett högre (2,1 % N_2O -N per inkommande TN) medför en totalt sett minskad klimatpåverkan på grund av större inverkan från det avskilda kvävet. Då emissionsfaktorn för lustgasutsläpp får stor inverkan på slutresultatet och dessutom är svår att bedöma innebär det att lokalt uppmätta och beräknade emissionsfaktorer är mycket viktiga när resultatet ska användas som beslutsunderlag. Därtill kan det vara värt att notera den effekt som val av systemgränser i det här fallet har på resultatet. Miljöpåverkan från hela reningsverket är inte inkluderat i studien, utan enbart påverkan från rejektivattenreningen. Med en emissionsfaktor på 0,8 % är slutresultatet sämre för NPHarvest (nettoresultatet över noll) jämfört med om man har en högre emissionsfaktor på 1,6 % eller 2,1 % (nettoresultatet under noll). Dock skulle miljöpåverkan för hela reningsverket minska och de totala utsläppen bli betydligt mindre med den lägre emissionsfaktorn jämfört med en större dito. Av denna anledning är det lurigt, ibland rent av missvisande, när systemgränser sätts så att livscykeln blir ”stympad”. Å andra sidan är det inte heller alltid möjligt med tanke på tid och kostnad att studera ”hela verkligheten” och dessa begränsningar i systemen måste göras. Utifrån resultatet i figur 5.19 kan det alltså konstateras att rejektivattenrening med näringsåtervinning (framförallt av kväve) kan utgöra en positiv inverkan på växthusgasutsläppen om huvudreningen har höga utsläpp av lustgas. De lokala förutsättningarna är alltså mycket viktiga för att bedöma den resulterande miljöpåverkan.



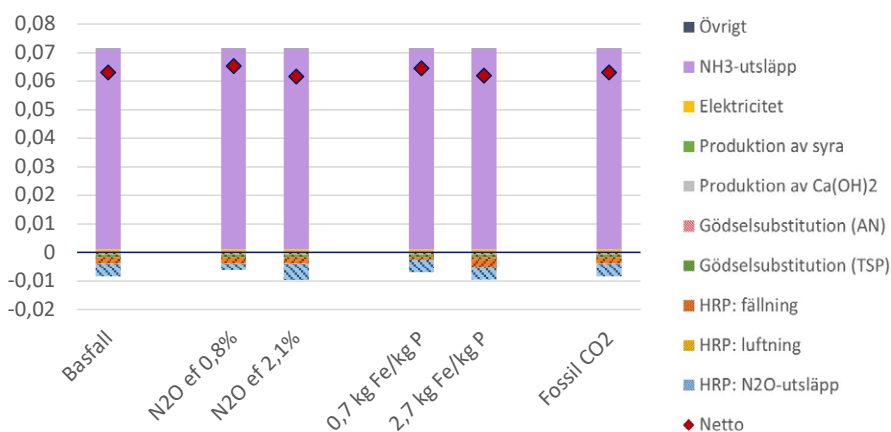
Figur 5.19

Resultat för miljöpåverkans-kategorin klimatpåverkan i CO₂-ekv./funktionell enhet. I diagrammet visas basfallet för NPHarvest tillsammans med parametervariationerna. HRP = Huvudrenings-påverkan.

Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.

Beräkningen av sluppen mängd fällningskemikalie verkar i det här fallet inte påverka det totala resultatet i lika stor utsträckning. Detta kan delvis förklaras av skillnaden i mängd fosfor gentemot mängd kväve som avskilts av teknikerna (0,47 kg N/funktionell enhet och 0,089 kg P/funktionell enhet för basfallet för NPHarvest samt 0,93 kg N/funktionell enhet och 0,070 kg P/funktionell enhet för basfallet för referenstekniken). Att ta hänsyn till mängden fossilt kol i inkommande vatten har i detta fall ingen nämnvärd påverkan på resultatet trots att den största faktorn av de som hittats i litteraturen användes. För rejektivattenrening med struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) kan samma mönster ses för de olika parametervariationerna som för NPHarvest (det vill säga stor effekt av val av emissionsfaktor för lustgas, marginell påverkan av val av molförhållande för fällningsmedel samt i princip ingen påverkan av fossilt koldioxid) och resultatet visas därför inte här.

Inom kategorin *övergödning* blir det för NPHarvest tydligt att utsläppen av ammoniak i den här storleksordningen helt dominerar miljöpåverkan oavsett hur de olika parametrarna varierar (figur 5.20).



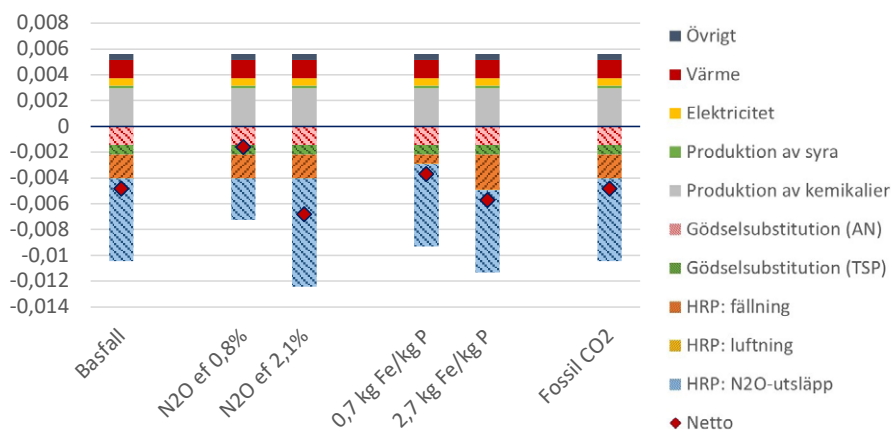
Figur 5.20

Resultat för miljöpåverkans-kategorin övergödning i PO₄-ekv./funktionell enhet. I diagrammet visas basfallet för NPHarvest tillsammans med parametervariationerna. HRP = Huvudrenings-påverkan.

Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.

För referensteknikens del ser bilden helt annorlunda ut (figur 5.21) där flera olika poster bidrar med liknande andel påverkan i basfallet: produktion av kemikalier, värmeproduktion, ersättning av gödsel och ersättning av fällningskemikalie. Störst bidrag har

dock sluppen mängd lustgasutsläpp. Även här har därför val av emissionsfaktor för lustgasen stor betydelse. Dessutom har val av molförhållande för fällningsmedlet en viss inverkan. Huruvida kolet i avloppsvattnet är av fossilt ursprung har ingen påverkan inom denna kategori.



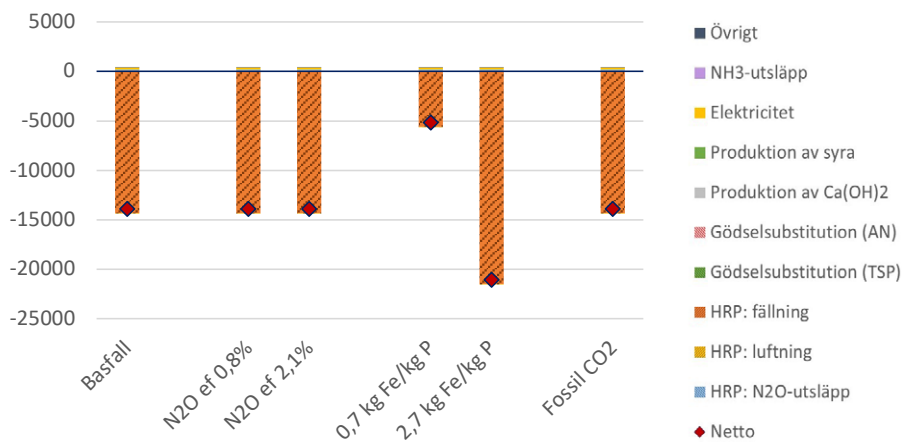
Figur 5.21

Resultat för miljöpåverkans-kategorin övergödning i PO_4 -ekv./funktionell enhet. I diagrammet visas basfallet för struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) tillsammans med parametervariationerna. HRP = Huvudrenings-påverkan.

Aktiviteten "Produktion av kemikalier" innebär MgCl_2 , NaOH samt citronsyra. Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.

Även inom kategorin *försurning* domineras basfallet liksom parametervariationerna för NPHarvest av utsläppen av ammoniak så att ingen nämnvärd skillnad mellan variationerna kan ses. Resultatet visas därför inte här. Utsläppen av lustgas eller fossil koldioxid har heller ingen påverkan inom denna kategori. För struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) påverkas således resultatet endast av val av molförhållande av fällningsmedel, och det marginellt och det resultatet visas därför inte här heller.

Inom toxicitetskategorierna *ekotoxicitet* och *humantoxicitet* – cancer konstaterades det i avsnitt 5.4.4 att sluppen produktion av fällningskemikalier var klart dominerande. Detta märks även i parametervariationen för val av molförhållande, se figur 5.22, och det är märkbart vilken effekt mängden fällningskemikalie har på slutresultatet. Detta resultat gäller för båda tekniker och för båda dessa toxicitetskategorier.

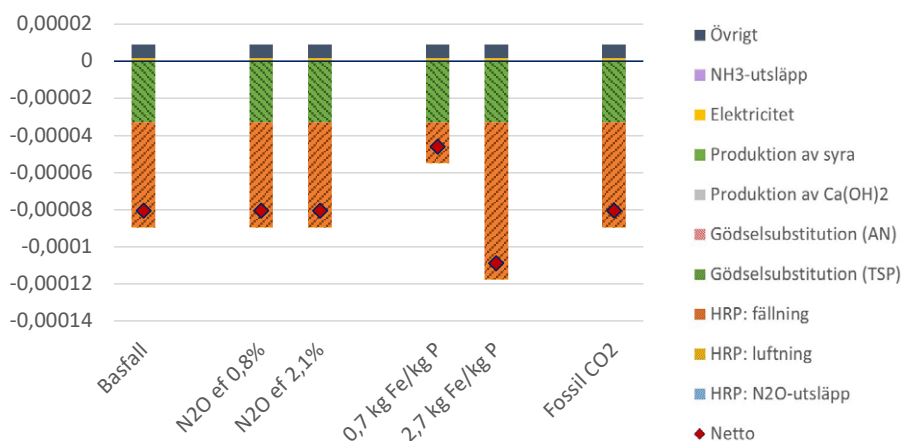


Figur 5.22

Resultat för miljöpåverkans-kategorin ekotoxicitet i CTUe/funktionell enhet. I diagrammet visas basfallet för NPHarvest tillsammans med parametervariationerna. HRP = Huvudrenings-påverkan.

Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.

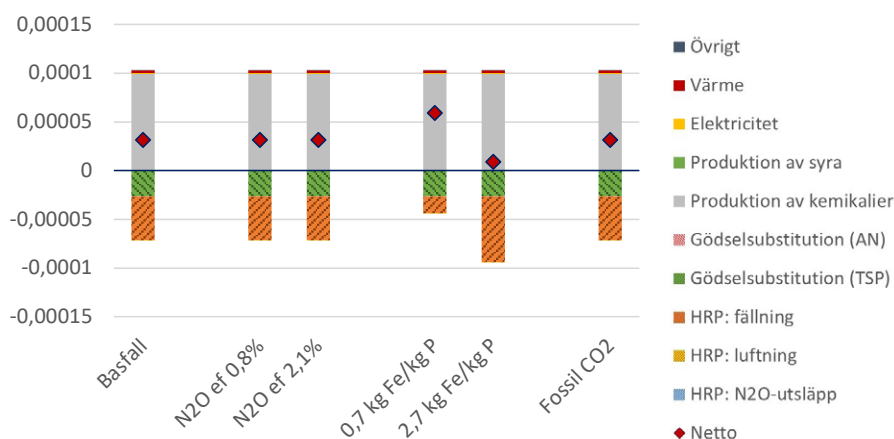
Inom kategorin *humantoxicitet – ej cancer* är den slupna miljöpåverkan av fällningsmedel i samma storleksordning som flera andra aktiviteter, och även här har val av molförhållande viss inverkan på slutresultatet för båda tekniker (visas ej här). På liknande sätt gäller för resurskategorin *utarmning av icke-fossila resurser* att val av molförhållande har en viss inverkan på slutresultatet (figur 5.23 NPHarvest, figur 5.24 referenstekniken).



Figur 5.23

Resultat för miljöpåverkans-kategorin utarmning av icke-fossila resurser i Sb-ekv./funktionell enhet. I diagrammet visas basfallet för NPHarvest tillsammans med parametervariationerna. HRP = Huvudrenings-påverkan.

Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.



Figur 5.24

Resultat för miljöpåverkans-kategorin utarmning av icke-fossila resurser i Sb-ekv./funktionell enhet. I diagrammet visas basfallet för struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) tillsammans med parametervariationerna. HRP = Huvudrenings-påverkan.

Aktiviteten "Produktion av kemikalier" innebär $MgCl_2$, NaOH samt citronsyra. Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.

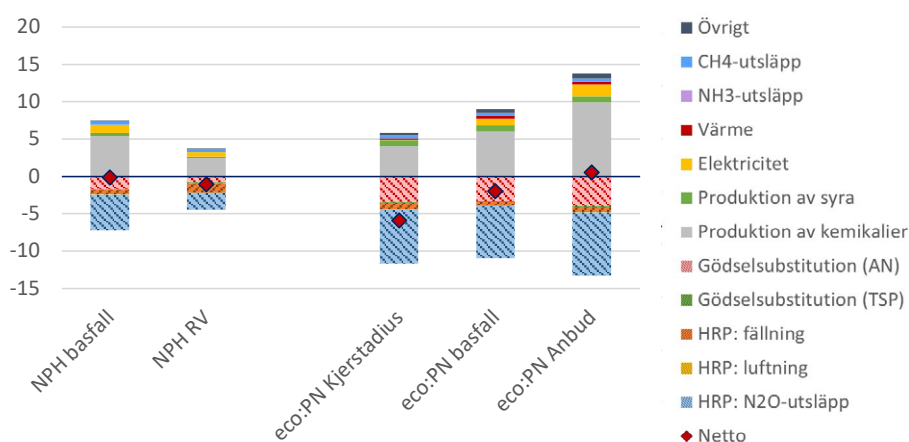
Primärenergianvändningen påverkas inte alls av utsläpp av vare sig lustgas eller koldioxid och endast i mindre utsträckning av sluppen produktion av fällningsmedel. Parametervariationerna för de båda teknikerna är därför inte så intressanta för denna kategori och resultaten visas inte här.

Datasetsvariationer

Utöver att variera specifika parametrar inkluderas i känslighetsanalysen även en utvärdering av olika ingående dataset. För NPHarvest är det försöket med rejektvatten från Öresundsverket som ligger till grund för analysen då detta speglar effekten av att använda en helt annan sammansättning av avloppsvatten och påverkan från andra,

lokala förutsättningar. För tekniken med struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) jämförs basfallet med dataseten från Kjerstadius m.fl. (2017) och anbudet från Ekobalans Fenix AB.

I figur 5.25 visas datasetsvariationerna inom påverkanskategorin klimatpåverkan, men samma trend kan ses inom alla miljöpåverkanskategorier (resultat visas inte här). För NPHarvest är netto-resultatet generellt lägre för rejektivatten-scenariot (till stor del beroende på lägre förbrukning av $\text{Ca}(\text{OH})_2$ samt större återvinning av fosfor – det vill säga mer sluppen fällningskemikalie). På grund av en mindre mängd avskilt och återvunnet kväve (beroende på en mindre mängd kväve i inkommande vatten) blir dock även den slupna miljöpåverkan av undvikna lustgasutsläpp samt minskad produktion av kvävegödsel mindre för rejektivattenförsöket. För struvitfällning och ammoniakstripping är i samtliga fall nettovärdet för basfallet någonstans mitt emellan dataseten från Kjerstadius m.fl. (2017) och Anbudet. Detta är dock högst förklarligt då båda dessa dataset ligger till grund för framställningen av basfallet.



Figur 5.25

Resultat för miljöpåverkanskategorin klimatpåverkan i CO_2 -ekv./funktionell enhet. I diagrammet visas basfallen för NPHarvest (NPH) samt struvitfällning och kväveåtervinning (eco:PN) tillsammans med datasetsvariationerna. HRP = Huvudreningspåverkan. RV = rejektivattenförsöket.

Aktiviteten "Produktion av kemikalier" innebär för NPH: $\text{Ca}(\text{OH})_2$ och för eco:PN: MgCl_2 , NaOH samt citronsyra. Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.

5.6.2 Normalisering

De studerade systemen är byggda i pilotskala med allt vad det innebär av ny teknik och ibland ineffektiva konstruktioner. Trots det kan det ändå vara av intresse att söka sätta resultatet i ett större sammanhang för att få en uppfattning om vilka effekter en konstruktion i större skala utan ytterligare effektiviseringar skulle få.

För 2019 var Sveriges totala territoriella växthusgasutsläpp 50,8 miljoner ton koldioxidequivallenter (Naturvårdsverket, 2022b), med en befolkning samma år på 10,3 miljoner (SCB, 2021) innebär detta ungefär 5 ton koldioxidequivallenter per capita och år. Motsvarande siffra för NPHarvest (utan slupna utsläpp och substituerade produkter) är 16,4 kg CO_2 -ekv./personekvivalent och år (beräknat utifrån 7,5 kg CO_2 -ekv./ m^3 ; ett flöde på 102 liter/timme; samt antagandet om att det produceras 6 liter svartvatten/personekvivalent och dygn (Kjerstadius m.fl., 2012)). Detta innebär 0,33 % av de totala utsläppen per capita och år. För tekniken med struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) är motsvarande siffror 19,8 kg CO_2 -ekv./personekvivalent och år samt 0,40 % av utsläppen.

Det är dock viktigt att ha i åtanke att nettoresultatet (det vill säga både uppkommen och sluppen klimatpåverkan) för båda tekniker ligger under nollstrecket och med andra ord innebär en minskning av de totala klimatutsläppen. För NPHarvest är nettoresultatet -0,3 kg CO_2 -ekv./person och år medan nettoresultatet för referenstekniken motsvarar -4,3 kg CO_2 -ekv./person och år. Dessa nettovärden kan jämföras med den

undersökning av kolfotsavtrycket för 16 avloppsreningsverk som Gustavsson och Tumlin (2013) genomförde. Nettopåverkan för dessa 16 reningsverk varierade mellan 7-108 kg CO₂-ekv./personekvivalent och år med ett medel på 46 kg CO₂-ekv./personekvivalent och år.

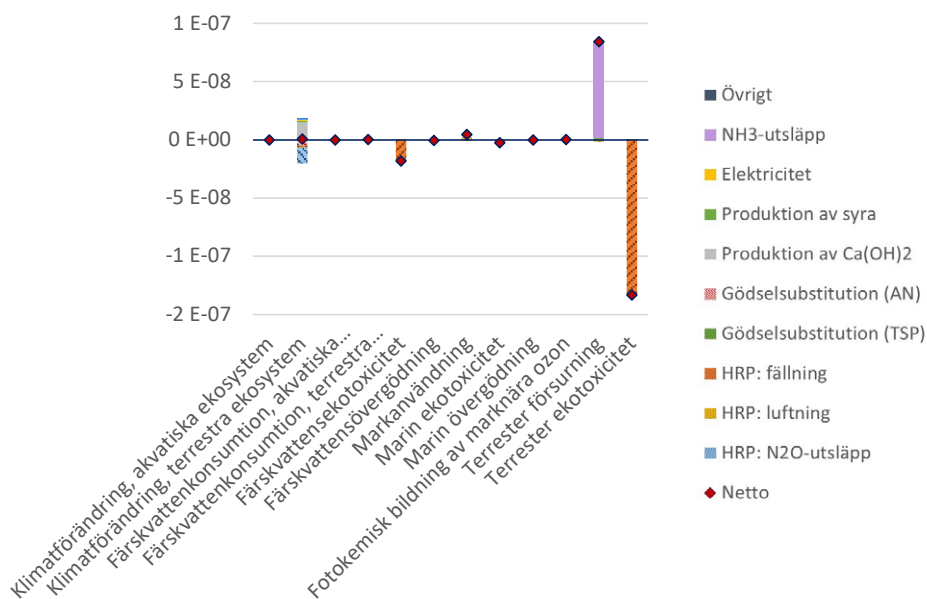
Denna jämförelse visar att klimatpåverkan från de undersökta rejektivattenteknikerna ligger i samma storleksordning eller mindre än den från fullskaliga reningsverk. Detta indikerar att resultaten inte är orimliga men pekar också på vikten av att realisera nyttorna med rejektivattenreningsteknikerna (det vill säga minskad påverkan på huvudreningen och återvunna näringsprodukter som substituerar mineralgödsel). Om nyttorna tillgodogörs ordentligt medför implementering av de studerade teknikerna en minskning av de totala utsläppen från reningsverken (trots att de i nuläget inte är fullt optimerade med avseende på bland annat energianvändning). Om nyttorna inte realiseras kan, emellertid, reningsverkets totala klimatpåverkan öka med 35-43% baserat på de uppkomna utsläppen på 16,4 och 19,8 kg CO₂-ekv./personekvivalent och år för NPHarvest respektive referenstekniken jämfört med medelvärdet på 46 kg CO₂-ekv./personekvivalent och år för de 16 reningsverken i studien av Gustavsson och Tumlin (2013).

Sveriges totala utsläpp av ammoniak uppgick under 2019 till ca 53 000 ton (Naturvårdsverket, 2021a). Med samma befolkning som i exemplet ovan innebär detta ca 5,1 kg NH₃ per person och år. Utsläppen av ammoniak för NPHarvest var 0,2 kg/m³ vilket motsvarar (enligt motsvarande beräkning som ovan) 0,44 kg/personekvivalent och år och utgör således ca 8,6 % av de totala utsläppen. Detta är en stor andel och visar tydligt på vikten av att minimera ammoniakutsläpp vid uppskalning.

Ett annat sätt att normalisera resultatet av miljöpåverkansbedömningen för att identifiera vilka miljöpåverkanskategorier som är av störst betydelse är genom att ta resultatet från midpoint-nivå till endpoint-nivå. Detta beskrivs utförligare i nästa avsnitt.

5.6.3 Endpoint

I detta avsnitt diskuteras resultaten för miljöpåverkan taget till endpoint för basfallen för NPHarvest och tekniken för struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N). Dessa resultat togs fram för att fånga upp vilka miljöpåverkanskategorier som framstår som viktigare i en endpoint-karakterisering. Varje metod för endpoint-karakterisering gör sammanvägningen enligt olika principer som alltid innehåller subjektiva moment. Därför kan det vara svårare att tolka resultaten från en endpointkarakterisering. I endpoint bedöms resultatet utifrån tre olika kategorier; ekosystemkvalitet, mänsklig hälsa samt resursförbrukning. I figur 5.26 visas resultatet för NPHarvest i den förstnämnda kategorin. Den största faktorn för miljöpåverkan utgörs här av ammoniak inom del-kategorin *terrester försurning* (försurning i landmiljö). Sluppen produktion av fällningsmedel har även den en betydande inverkan på resultatet, främst inom del-kategorin *terrester ekotoxicitet*. Näst efter dessa två del-kategorier uppvisar del-kategorin *klimatförändring*, *terrestra ekosystem* viss påverkan, främst från aktiviteterna produktion av Ca(OH)₂ samt undvikna utsläpp av lustgas.

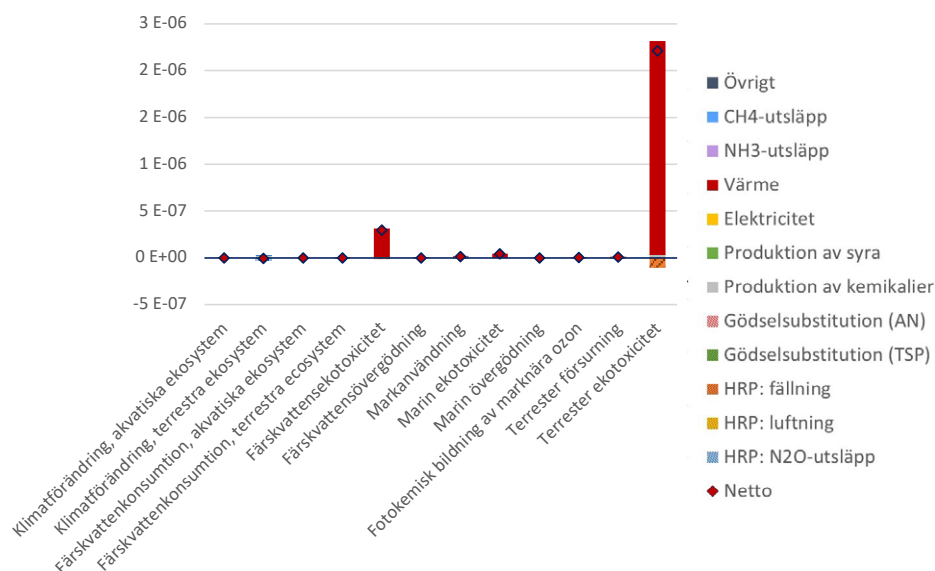


Figur 5.26

Resultat för endpoint inom kategorin ekosystemkvalitet för basfallet för NPHarvest i (arter-år)/funktionell enhet. Miljöpåverkanskategorierna har beräknats med ReCiPe-metoden. HRP = Huvudreningspåverkan.

Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.

Störst utslag för resultat i endpoint för ekosystemkvalitet ses hos referenstekniken i kategorin *terrester ekotoxicitet* (och till viss del även *färskvattensekotoxicitet* och *marin ekotoxicitet*), figur 5.27. Detta utslag utgörs främst av påverkan från den svenska fjärrvärmemixen, vilket kan tyckas märkligt. Vid djupdykning i de dataset vilka ligger till grund för modellen härleddes denna effekt till de maskiner som används vid odling av sojabönor. Oljan från sojabönorna raffinerar och används som smörjmedel för motorsågar i skogsavverkningen för att producera timmer. Detta timmer flisas sedan och förbränns och denna förbränning har i den här studien antagits likvärdig med förbränning av biomassa. Detta påvisar risken med att använda data från databaser då osäkerheter kring vad som ingår jämte osäkerheter kring om framtagandet av dessa har gått korrekt till bidrar till svårigheter att tolka det erhållna resultatet. I det här fallet är en möjlig förklaring till den enorma påverkan som den svenska fjärrvärmemixen har de sannolikt utdaterade uppgifter på priser i produktkedjan för den vegetabiliska olja som använts som smörjmedel till motorsågarna. Prissättning ligger ofta till grund för allokering av miljöpåverkan och kan ha stor inverkan på slutresultatet. Detta är också ett exempel på en allokering inbakad i använda dataset – i förgrundssystemet har som sagt allokering undvikits genom att systemexpansion gjorts genom substitution.

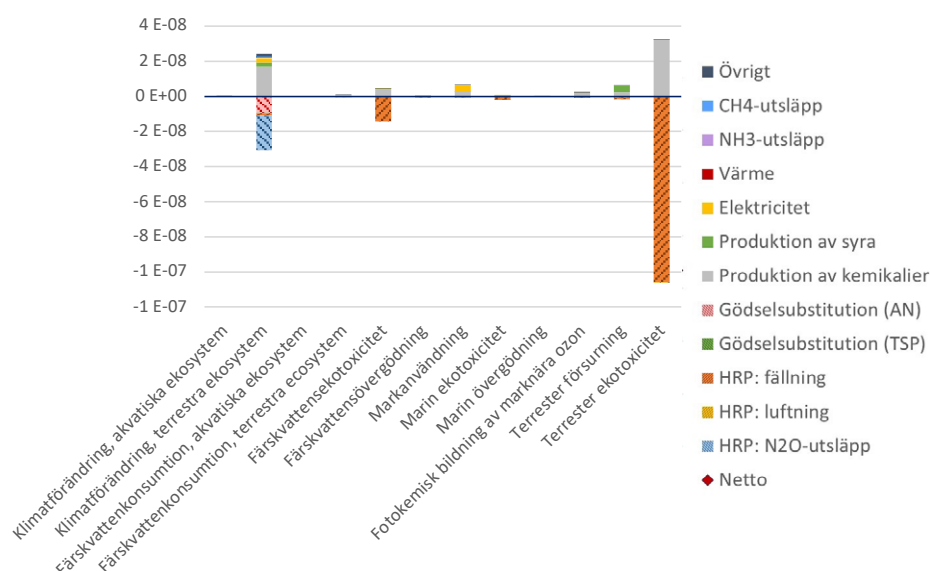


Figur 5.27

Resultat för endpoint inom kategorin ekosystemkvalitet för basfallet för struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) i (arter·år)/funktionell enhet. Miljöpåverkanskategorierna har beräknats med ReCiPe-metoden. HRP = Huvudreningspåverkan.

Aktiviteten "Produktion av kemikalier" innebär $MgCl_2$, NaOH samt citronsyra. Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.

I ett försök att granska resultatet utan inverkan av fjärrvärme och eventuella missförhållanden i modelleringen av förbränning av skogsflis har diagrammet i figur 5.28 tagits fram. Nu framträder en helt annan bild. Störst påverkan såväl som sluppen påverkan i del-kategorin *terrester ekotoxicitet* utgörs nu av produktion av kemikalier (främst citronsyra) respektive sluppen produktion av fällningsmedel. Näst största del-kategorin är *klimatförändring, terrestra ekosystem* där återigen produktion av kemikalier (främst natriumhydroxid) utgör störst miljöpåverkan men med en större sluppen miljöpåverkan i form av undvikna lustgasemissioner samt sluppen produktion av kvävegödsel (AN).

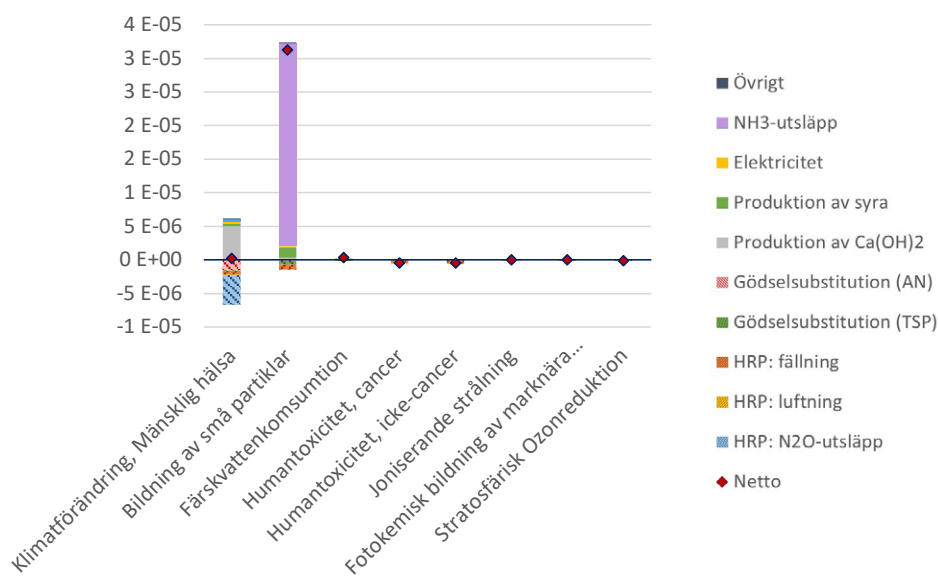


Figur 5.28

Resultat för endpoint inom kategorin ekosystemkvalitet för basfallet för struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) exklusive inverkan från värmeproduktion i (arter·år)/funktionell enhet. Miljöpåverkanskategorierna har beräknats med ReCiPe-metoden. HRP = Huvudreningspåverkan.

Aktiviteten "Produktion av kemikalier" innebär $MgCl_2$, NaOH samt citronsyra. Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.

Störst påverkan på mänsklig hälsa har NPHarvest inom del-kategorin *bildning av små partiklar*, figur 5.29. Även denna beror på utsläppen av ammoniak då dessa vid kontakt med andra föroreningar (främst svaveldioxid och kväveoxider) i atmosfären bildar aerosoler vilka kan ha stor negativ effekt på människors luftvägar och övriga hälsa. Även produktion av svavelsyra bidrar till denna kategori. Den andra del-kategorin med stor påverkan såväl som sluppen påverkan på mänsklig hälsa är *klimatförändring, mänsklig hälsa*. Liksom i figur 5.26 utgörs den största miljöpåverkan från produktion av Ca(OH)_2 medan störst sluppen miljöpåverkan utgörs av främst undvikna lustgasutsläpp men också sluppen produktion av AN.

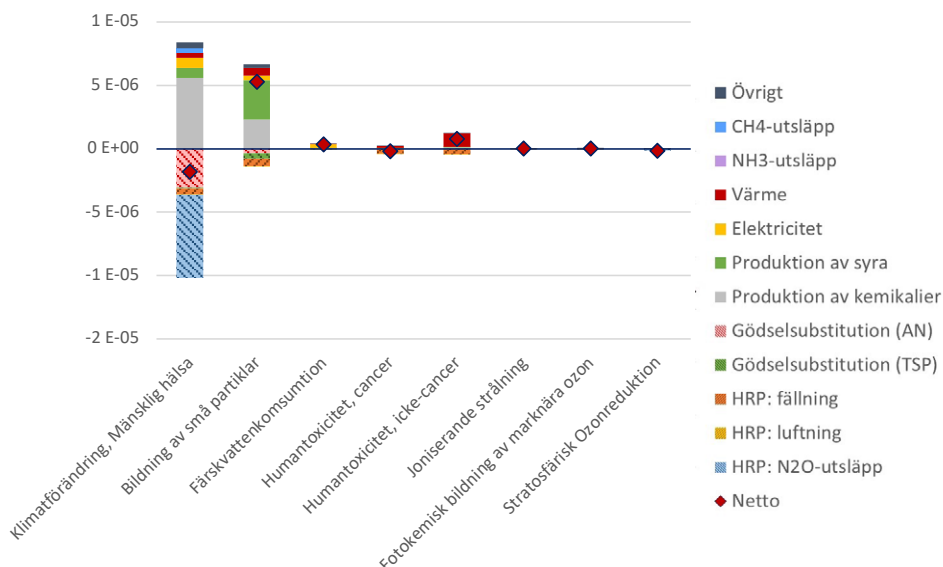


Figur 5.29

Resultat för endpoint inom kategorin mänsklig hälsa för basfallet för NPHarvest i DALY/funktionell enhet. Miljöpåverkanskategorierna har beräknats med ReCiPe-metoden. HRP = Huvudreningspåverkan.

Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.

För basfallet för struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) ser påverkan på mänsklig hälsa något annorlunda ut, figur 5.30. Störst påverkan ses i kategorin *bildning av små partiklar* (främst produktion av svavelsyra) och störst sluppen påverkan erhålls i kategorin *klimatförändring, mänsklig hälsa* (undvikna lustgasemissioner samt sluppen produktion av AN). Inom den sistnämnda kategorin ses även en betydande påverkan från produktion av kemikalier (främst natriumhydroxid).

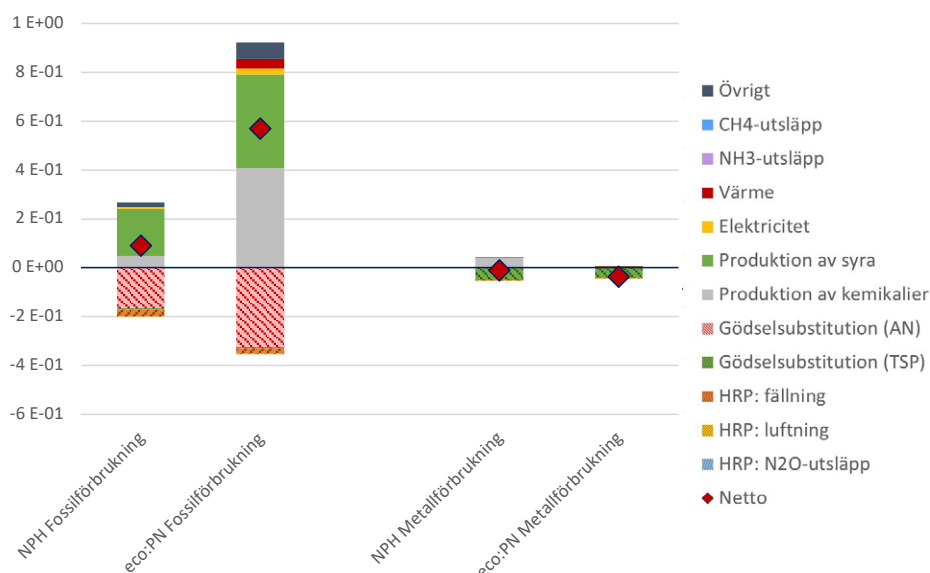


Figur 5.30

Resultat för endpoint inom kategorin mänsklig hälsa för basfallet för struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) i DALY/funktionell enhet. Miljöpåverkanskategorierna har beräknats med ReCiPe-metoden. HRP = Huvudreningspåverkan.

Aktiviteten "Produktion av kemikalier" innebär för NPH: $\text{Ca}(\text{OH})_2$ och för S&A: MgCl_2 , NaOH samt citronsyra. Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.

För resursförbrukning är produktionen av svavelsyra (förklaras sannolikt av den höga primärenergianvändningen – se tabell B.10 i Bilaga B – i kombination med europeisk elmix) det som ger störst utslag för både NPHarvest och struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) inom kategorin fossilförbrukning, figur 5.31. Dessutom bidrar produktion av kalciumhydroxid (NPHarvest) och produktionen av natriumhydroxid (referenstekniken) med viss andel. Sluppen fossilförbrukning utgörs främst av ersatt kvävegödsel (AN) som produceras med naturgas. Metallförbrukningen beror framförallt på produktion av $\text{Ca}(\text{OH})_2$ för NPHarvest medan sluppen metallförbrukning utgörs av ersatt fosforgödsel (TSP) för båda tekniker.



Figur 5.31

Resultat för endpoint inom kategorin resursförbrukning för basfallen för NPHarvest och struvitfällning och kväveåtervinning (eco:PN) i \$/funktionell enhet. Miljöpåverkanskategorierna har beräknats med ReCiPe-metoden. HRP = Huvudreningspåverkan.

Aktiviteten "Produktion av kemikalier" innebär för NPH: $\text{Ca}(\text{OH})_2$ och för S&A: MgCl_2 , NaOH samt citronsyra. Aktiviteten "Övrigt" inkluderar transporter av kemikalier och näringsprodukter samt produktion av förbrukningsvaror.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att för NPHarvest har utsläppen av ammoniak stor inverkan på slutresultatet både vad gäller ekosystemkvalitet och mänsklig hälsa och näst efter det produktion av kalciumhydroxid. Sluppen påverkan på ekosystemkvalitet utgörs främst av minskad förbrukning av fällningsmedel och för mänsklig hälsa av undvikna lustgasutsläpp. För kategorin resursförbrukning är framförallt produktion av svavelsyra relevant. För referensteknikens del är (om man bortser från de till synes märkliga resultaten vid modellering av förbränning av skogsflis) sluppen produktion av fällningskemikalie (ekosystemkvalitet), produktion av natriumhydroxid, sluppen produktion av AN och sluppen bildning av lustgas (mänsklig hälsa) samt produktion av natriumhydroxid och svavelsyra och sluppen produktion av AN (resursförbrukning) av störst betydelse.

6 Diskussion

I detta kapitel adresseras först de frågeställningar som definierades i inledningen till rapporten (6.1) därefter diskuteras näringsprodukterna mer ingående (6.2). Viktiga antaganden utvärderas utifrån flera olika aspekter i avsnitt 6.3 och slutligen görs en utblick och rapporten sätts i ett större sammanhang i avsnitt 6.4.

6.1 Svar på frågeställningarna

6.1.1 Hur effektiv är NPHarvest-teknologin när det gäller återvinningsgrad av fosfor och kväve och vilken kvalitet håller de återvunna produkterna jämfört med referensprodukter och rådande bestämmelser?

Utifrån resultaten i kapitel 3 och 4 kan NPHarvest-tekniken enligt nuvarande konfiguration avskilja och utvinna 90–95 % av fosfor till en fosforprodukt. Denna produkt innehåller endast 1–2 mass% fosfor men därutöver kalcium och kol och skulle kanske snarare lämpa sig som jordförbättringsmedel än som ren fosforgödsel, då fosforhalten är låg i förhållande till referensprodukter (struvit från eco:P, slam från Öresundsverket och kommersiell struvit). Halter av tungmetaller höll sig långt under både svenska och finska gränsvärden, men en viss mängd organiska föroreningar såsom läkemedel förekom (exempelvis ibuprofen och låga halter av PFAS- och PCB-föreningar). Fosforprodukten från referenstekniken (struvit) innehöll betydligt mer fosfor (19 % i enskilt stickprov, 12 % i kommersiell produkt). Tungmetallhalten för struvit varierar beroende på kvaliteten på inkommande avloppsvatten (Liu m.fl., 2021). Generellt gäller att struvit från svartvatten har något lägre halter av tungmetaller än struvit från avloppsvatten. I en tysk rapport presenterade Kern m.fl. (2008) halter av kadmium, krom och zink i struvit från avloppsvatten. Dessa var 40, 10 respektive 4 gånger högre än de värden som Gell m.fl. (2011) rapporterade rörande struvit från svartvatten. Halter av koppar och bly låg på samma nivåer i de båda publikationerna. Detaljerade data från dessa rapporter står att finna i tabell 4.7. Jämfört med dessa litteraturvärden kan det konstateras att både fosforprodukterna från NPHarvest och referenstekniken har mycket låga halter av tungmetaller.

Utifrån ett tekniskt perspektiv är fosforprodukten från NPHarvest till sin karaktär mer lik det slam som produceras vid Öresundsverket, lagras och används som gödningsmedel än vad det liknar de andra produkterna i studien (struvit och ammoniumsalter). Baserat på detta borde användningen av denna fosforprodukt vara godtagbar som gödningsmedel då föroreningshalten är lägre än i slammet från Öresundsverket (före lagring) och därmed ligger inom de gränsvärden som är satta.

NPHarvest-tekniken kunde även avskilja 70 % av inkommande kväve, men på grund av höga utsläpp av ammoniak till luft i nuvarande konfiguration utvanns endast 50 % av det inkommande kvävet. Kväveprodukten bestod emellertid endast av ammoniumsulfat (med obetydlig förekomst av andra ämnen) med ett kväveinnehåll i den torkade produkten på 20 % vilket motsvarar halten i kommersiellt ammoniumsulfat och i referensteknikens kväveprodukt.

6.1.2 Hur stor är NPHarvest-teknikens miljöpåverkan och hur skiljer den sig i de större dragen från miljöpåverkan från referenstekniken struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N)?

Faktorer som utgör hotspots påverkas till stor del av vilka miljöpåverkanskategorier som studeras. Denna studie visar att för NPHarvest är produktion av kalciumhydroxid av störst betydelse inom kategorierna klimatpåverkan och humantoxicitet – ej cancer. Kategorierna övergödning och försurning domineras istället helt av utsläppen av ammoniak. För primärenergianvändningen stod elförbrukningen för den markant största påverkan medan kategorin utarmning av icke-fossila resurser visade netto långt under noll på grund av sluppen produktion av fällningsmedel och fosforgödsel. Sluppen produktion av fällningsmedel i huvudreningen var också den dominerande faktorn för kategorierna ekotoxicitet och humantoxicitet – cancer.

För att få en mer övergripande bild av vilka av dessa hotspots som är av större betydelse än andra analyserades resultatet även på endpoint-nivå (avsnitt 5.6.3) där kategorin ekosystemkvalitet för NPHarvest indikerade störst påverkan från ammoniakutsläppen och näst störst från produktionen av kalciumhydroxid. Störst sluppen påverkan utgjordes av minskat behov av fällningskemikalie och därefter av undvikna lustgasutsläpp. Inom kategorin mänsklig hälsa var återigen emissionerna av ammoniak av störst betydelse och därefter produktion av kalciumhydroxid. Störst sluppen påverkan utgjordes i detta fall av undvikna lustgasutsläpp. Således överensstämmer de olika resultaten från midpoint och endpoint tämligen väl vilket indikerar att valet av midpoint-kategorier var lämpligt. Det kan således konstateras att för att få en miljömässigt bättre utformning av NPHarvest måste ammoniakemissionerna minskas kraftigt och användningen av kalciumhydroxid minskas. Därtill är det av stor vikt att effektivt återvinna de näringsämnen i form av fosfor och kväve som finns i vattnet för att kunna tillgodogöra sig de positiva effekterna av rektvattenreningen (både i form av undviken produktion av mineralgödsel och minskad påverkan på huvudreningen).

Det finns likheter men också skillnader mellan resultatet för NPHarvest och det för tekniken med struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N). För referenstekniken utgörs den viktigaste faktorn för påverkan inom endpoint-kategorin ekosystemkvalitet av produktion av citronsyra och därefter produktion av natriumhydroxid om man bortser från den till synes realistiska inverkan som fjärrvärmemixen skulle ha (se avsnitt 5.6.3) – vilket skiljer sig från påverkan för NPHarvest. Störst sluppen påverkan inom kategorin ekosystemkvalitet utgörs dock av, i likhet med för NPHarvest, ett minskat behov av fällningsmedel samt undvikna lustgasemissioner i huvudreningen. Inom kategorin mänsklig hälsa är de viktigaste faktorerna produktion av svavelsyra och produktion av natriumhydroxid medan sluppen påverkan utgörs främst av undvikna lustgasutsläpp och substituerat kvävegödsel (AN). En annan skillnad mellan de båda teknikerna är att NPHarvest använder kalciumhydroxid medan den andra tekniken använder natriumhydroxid. Båda dessa kemikalier är av stor betydelse för resultatet, främst inom kategorin klimatpåverkan, och dessa kemikalier diskuteras därför vidare i avsnitt 6.3.5.

Som konstaterades i avsnitt 5.6.2 *Normalisering* så innebär implementering av de studerade reningsteknikerna redan i denna icke-optimerade skala en klimatpåverkan med netto under noll om miljönyttorna kan realiseras. Ammoniakemissionerna från NPHarvest utgör emellertid i nuläget ett stort problem, vilket dock skulle byggas bort i fullskala. I fullskala skulle därtill energi- och kemikalieanvändning för båda reningstekniker optimeras vilket bäddar för en ytterligare minskning av miljöpåverkan. Det gäller alltså för både NPHarvest och referenstekniken att se över valet och minska användningen av kemikalier samt att effektivisera både avskiljning och återvinning av näringsämnen.

6.2 Näringsprodukterna

Näringsprodukterna från såväl NPHarvest som från referenstekniken är avsedda att kunna användas som gödning och därmed konkurrera med andra gödningsmedel på marknaden. Beroende på avsedd användning varierar dock de önskade egenskaperna för gödningsmedel betydligt (exempelvis pelleterad form eller flytande, långsamverkande eller snabbverkande, behov av enskilda eller flera näringsämnen). De utvunna fosforprodukterna kan anses vara långsamverkande gödningsmedel då fosfor är bunden till en metalljon (Ca^{2+} respektive Mg^{2+}) istället för att förekomma i form av lättlösligt fosfat. Levén m.fl. (2016) beskrev ett fältförsök där motsvarande ett års förbrukning av kvävegödsel och tre års förbrukning av fosforgödsel applicerades på ett fält vid samma tillfälle. Med en så lång tidshorisont kan antagandet om att de utvunna näringsprodukterna ersätter mineralgödsel med ett förhållande på 1:1 anses godtagbart (se avsnitt 5.3.8). Broschat och Moore (2007) jämförde frisättningshastigheten av näringsämnen från flera långsamverkande gödningsmedel som innehöll metaller (såsom järn och magnesium) och visade att efter drygt hundra veckor hade ungefär 50–60 % av fosfor släppts till vatten. Mikrobiell aktivitet i marken kan öka denna frisättning av fosfor (Qiu m.fl., 2005) vilket innebär att andelen släppt fosfor kan antas vara högre i den faktiska jordbruksmiljön. Cole m.fl. (2016) kom fram till liknande resultat vid odling av tomatplanter. De jämförde ett flertal olika gödningsmedel och inkluderade dessutom kalcium i studien. Trippelsuperfosfat (TSP) visade sig ha högst frisättningshastighet av fosfor, men struvit och deras egengjorda gödselblandning (bestående av ammoniumsulfat, TSP, kalciumsulfat och magnesiumoxid) hade frisättningshastigheter i samma storleksordning som den förstnämnda. Det långsamverkande gödningsmedlet hade däremot en betydligt lägre frisättningshastighet. Det är därför rimligt att anta att näringsämnena i fosforprodukterna i denna studie blir växttillgängliga inom en rimlig tidsperiod.

Ammoniumsalterna från både NPHarvest och referenstekniken har liknande egenskaper som kommersiellt tillgänglig mineralgödsel (exempelvis med avseende på frisättningshastighet). Antagandet om en ersättning på 1:1 vid substitution av mineralgödsel som gjordes i livscykelanalysen är därför applicerbart även för kväveprodukterna. Detta innebär att produkternas användbarhet inte beror på hur de fungerar som gödning (då de kan konstateras fungera som kommersiellt tillgängliga gödningsmedel) utan snarare på hur deras kvalitet med avseende på föroreningshalter förhåller sig till gällande lagstiftning. Detta diskuteras därför utförligare i de två följande avsnitten.

6.2.1 Produktkvalitet

Analyserna av tungmetaller och organiska mikroföroreningar tyder på att näringsprodukterna från NPHarvest och referenstekniken har en acceptabel halt av dessa föroreningar för att kunna användas som gödningsmedel med avseende på svensk och finsk lagstiftning (se tabell 4.7). Halterna av läkemedel var emellertid detekterbara i fosforprodukten för NPHarvest. Som konstaterats tidigare finns inga lagkrav rörande läkemedelsinnehåll i gödningsmedel, men JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik – har publicerat en rapport där effekter av applicering av svartvatten (som innehöll läkemedel) på mark diskuterades (Leván m.fl., 2016). De använde en matematisk modell för att studera nedbrytning och urlakning av läkemedel i marken, ackumulering i växter och efterföljande risker för mänsklig hälsa. Det finns flera osäkerheter i deras arbete (exempelvis togs ingen hänsyn till eventuella cocktail-effekter utan enbart analyser av enskilda läkemedel, och dessutom var inte deras modell över processer i jord validerad för dessa läkemedel), men deras resultat är ändå intressant att diskutera. Levén m.fl. (2016) fastslog att det inte sker något väsentligt upptag av läkemedel i växter och att risken för effekter på mänsklig hälsa från applicering av läkemedel på jordbruksmark därför i princip är noll. De noterade dessutom att > 70 % av läkemedelssubstanserna (andelen varierade betydligt beroende på förorening) bröts ner i marken snarare än

lakades ur till den akvatiska miljön. De kvarvarande ~30 % lakades ut, men det diskuterades inte i rapporten vilka halter av dessa urlakade läkemedel som förekommer i den akvatiska miljön. Samma författargrupp konstaterade dock i en senare publikation att det är rekommenderat att minska halterna av läkemedel och antibiotikaresistenta bakterier och att mer forskning behövs för att helt och fullt förstå effekterna av dessa föroreningar i naturliga miljöer (Gros m.fl., 2020). Näringsprodukterna från NPHarvest och referenstekniken med struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) innehåller mycket låga halter av både tungmetaller och persistenta organiska föroreningar och de innebär alltså ett viktigt inledande steg mot hållbar näringsåtervinning. Tekniker med kemisk utvinning av näringsämnen kan alltså anses vara viktiga alternativ just nu. Fördelen med användningen av kemikalier är att näringsprodukterna blir rena medan nackdelarna utgörs av kostnader för kemikalier och, som konstaterats i kapitel 5.4, att de kan innebära hotspots avseende miljöpåverkan. Det är dock viktigt att ha i åtanke att kvaliteten på näringsprodukterna även beror på kvaliteten i det inkommande rejeckt-vattnet och att jämförelser mellan liknande produkter med olika ursprung därför alltid bör ta uppströms avloppssystem i beaktande.

6.2.2 Bestämmelser gällande gödningsmedel, nu och framöver

Näringsprodukterna från både NPHarvest och referenstekniken kommer från avfall och följer därför inte de bestämmelser som reglerar produktmarknaden. Alla EU-länder har sin specifika lagstiftning rörande "End-of-waste" (EOW), det vill säga när avfall genom återvinning upphör att vara avfall och blir en produkt på marknaden. I 15 kap. 9a § miljöbalken står följande:

"Avfall som har genomgått ett återvinningsförfarande upphör att vara avfall om

1. ämnet eller föremålet ska användas för ett visst ändamål,
2. det finns en marknad för eller efterfrågan på sådana ämnen eller föremål,
3. ämnet eller föremålet uppfyller tillämpliga krav i lag och annan författning, och
4. användningen av ämnet eller föremålet inte leder till allmänt negativa följder för människors hälsa eller miljön."

Motsvarande lagstiftning finns även i Finland (Finlex, 2022). Det finns alltså nationella bestämmelser kring EOW, men EU är också i processen att uppdatera sitt regelverk rörande gödselprodukter (EU 2019/1009). Detta regelverk kommer att innebära ytterligare ett sätt för återvunna näringsprodukter att komma in på marknaden utöver de olika nationella stegen för EOW. Det uppdaterade regelverket, som väntas träda i kraft från och med juli 2022, kommer även att möjliggöra en CE-märkning för återvunna produkter. Kärnan i uppdateringen är en klassificering av olika avfallsprodukter utifrån ursprung, kvalitetsparametrar och restriktioner och en indelning av dem i olika så kallade komponentmaterialkategorier, se tabell 6.1.

Komponentmaterialkategori	Namn
1	Råvaruämnen och råvarublandningar
2	Växter, växtdelar eller växtextrakt
3	Kompost
4	Rötresten med ursprung i färsk gröda
5	Andra rötresten än rötresten med ursprung i färsk gröda
6	Biprodukter från livsmedelsindustrin
7	Mikroorganismer
8	Näringsämnespolymerer
9	Andra polymerer än näringsämnespolymerer
10	Framställda produkter i den mening som avses i förordning (EG) nr 1069/2009
11	Biprodukter i den mening som avses i direktiv 2008/98/EG
12 ^[1]	Utfälls fosfatsalter och derivat
13 ^[2]	Biokol
14 ^[2]	Aska
15 ^[3]	Återvunna ämnen med hög renhet

[1]: Godkänd i juli 2021 (European Commission - DRAFT, 2020); [2]: På förslag (Huygens & Saveyn, 2021); [3]: Godkänd i februari 2022 (European Commission - DRAFT, 2022).

Tabell 6.1

De olika komponentmaterialkategorierna och deras namn.

De viktigaste komponentmaterialkategorierna för VA-sektorn just nu är nummer 3, 5, 12 och 15. Allteftersom arbetet med att uppdatera regelverket har fortskridit har fler kategorier kommit på tal, nämligen 13 (biokol) och 14 (aska) (Huygens & Saveyn, 2021). De mest relevanta kategorierna för NPHarvest och tekniken för struvitfällning och ammoniakstripping är därför nummer 12 och 15.

Kväveprodukterna, det vill säga ammoniumsalterna, är mycket rena och hamnar inom ramen för kategori 15. Fosforprodukten från referenstekniken, det vill säga struviten, faller inom ramen för kategori 12. Fosforprodukten från NPHarvest är dock betydligt svårare att placera i någon kategori; fosfor är i formen av ett fosforsalt, men det är inget rent material utan snarare en kalciumrik, hygieniserad och torkad, slamliknande produkt. I skrivande stund verkar därför kategori 12 ligga närmast till hands, men det är dock troligt att ingen av de nuvarande kategorierna kommer att fungera för fosforprodukten så som den ser ut nu. Att vidare behandla produkten genom pyrolys till ett biokol skulle kunna öppna upp för produkten att falla inom ramen för kategori 13 som ett fosfor- och kalciumrikt biokol. Mer forskning behövs därför på ytterligare behandlingsmöjligheter både utifrån ett tekniskt och ett ekonomiskt perspektiv. Att behandla fosforprodukten så att den passar inom en lämplig kategori är möjligt, men det måste också vara ekonomiskt försvarbart.

Även om fosforprodukten från NPHarvest inte skulle passa EU-förordning (EU 2019/1009) och kunna klassas inom någon komponentmaterialkategori så finns fortfarande de nationella stegen för EOW att tillgå för att få in produkten på marknaden. Dessutom skulle fosforprodukten kunna användas som ett jordförbättringsmedel istället för gödningsmedel eftersom produkten innehåller organiskt kol och kalcium på liknande sätt som gips (Zoca & Penn, 2017). Att använda produkten som jordförbättringsmedel skulle fortfarande medföra att fosfor återvinns. Däremot, om det införs krav på reningsverk att återvinna fosfor i form av ett *rent gödningsmedel* kommer inte fosforprodukten från NPHarvest att kunna användas för detta då den innehåller en mix av flera olika ämnen (fosfatsalt, organiskt kol och kalcium). Dessa ämnen är bra ur gödningspunkt men gör det svårt att klassificera produkten och finna en lämplig kategori för den.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att det finns en stor potential i att kunna använda de utvunna näringsprodukterna från både NPHarvest och referenstekniken.

Ammoniumsalterna och struviten har en tydlig väg att följa, både på EU-nivå och nationellt, för att kunna gå från avfall till produkt. Därtill finns det även etablerade marknader för dessa produkter. Fosforprodukten från NPHarvest faller däremot inte inom ramen för de nya EU-förordningen, men arbetet mot en allt mer cirkulär ekonomi utgör ett argument för att möjliggöra dess återvinning så länge som produkten håller en god kvalitet. En av utmaningarna vid utveckling av NPHarvest-tekniken är därför att ta reda på var fosforprodukten kan användas på bästa möjliga sätt.

6.3 Effekter av viktiga antaganden

I detta avsnitt diskuteras viktiga antaganden och konsekvenser av dessa rörande studiens omfattning (6.3.1), metoden för bedömning av påverkan på huvudreningen (6.3.2), beräkning av ammoniakemissioner utifrån massbalansen (6.3.3), antaganden relaterade till energiberäkningar (6.3.4) samt antaganden specifikt rörande hanteringen av kalciumhydroxid och natriumhydroxid i studien (6.3.5).

6.3.1 Studiens omfattning

Val av *funktionell enhet* har gjorts så att de båda teknikerna ska vara så jämförbara som möjligt ur ett rektvattenreningsperspektiv. Som beskrivits i avsnitt 5.2.1 skulle även en enhet relaterad till de bildade näringsprodukterna kunna vara relevant för båda teknikerna. I slutändan bestämdes ändå att relatera enheten till funktionen rektvattenrening då denna kan antas vara mer relevant för personal och ansvariga på reningsverk. En omräkning av resultatet baserad på mängden kväve i kväveprodukten som erhöles har dock gjorts, se tabell 6.2, för att på detta sätt ändå kunna diskutera skillnader mellan olika tekniker relaterat till de erhållna produkterna. Detta gjordes främst för att kunna relatera behovet av primärenergi till litteraturvärden, se vidare diskussion i avsnitt 6.3.4.

Miljöpåverkanskategori	Enhet	NPHarvest		eco:P och eco:N	
		X = m ³	X = kg N	X = m ³	X = kg N
Klimatpåverkan	kg CO ₂ -ekv./X	-0,13	-0,27	-1,94	-2,13
Övergödning	kg PO ₄ -ekv./X	0,063	0,13	-0,0048	-0,0053
Försurning	kg SO ₂ -ekv./X	0,33	0,69	0,035	0,038
Ekotoxicitet	CTUe/X	-13 900	-29 000	-8 300	-9 100
Humantoxicitet (cancer)	CTUh/X	-2 · 10 ⁻⁷	-4,2 · 10 ⁻⁷	-6 · 10 ⁻⁸	-6,6 · 10 ⁻⁸
Humantoxicitet (ej cancer)	CTUh/X	5,75 · 10 ⁻⁷	1,2 · 10 ⁻⁶	9,1 · 10 ⁻⁷	1,0 · 10 ⁻⁶
Utarmining av icke-fossila resurser	kg Sb-ekv./X	-8 · 10 ⁻⁵	-1,7 · 10 ⁻⁴	3,2 · 10 ⁻⁵	3,5 · 10 ⁻⁵
Primärenergi – icke förnybar	MJ/X	110	230	180	200
Primärenergi - total	MJ/X	200	420	320	350

Tabell 6.2

Resultatet för miljö-påverkanskategorierna per funktionell enhet (per m³ rektvatten) och per kg kväve i kväveprodukterna (kg N). För NPHarvest bildades 0,48 kg N/funktionell enhet och för tekniken med struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) producerades 0,91 kg N/funktionell enhet.

Av tabell 6.2 ovan framgår det att en jämförelse mellan de båda teknikerna påverkas av vilken typ av funktionell enhet som används. Störst blir skillnaden i resultat beroende på enhet för NPHarvest då en kubikmeter inkommande rejektivatten innebär en mängd på 0,48 kg N i kväveprodukten medan för den andra tekniken är det mycket högre; 0,91 kg N/m³ inkommande rejektivatten.

Rörande *systemavgränsningar* är ett av de viktiga antaganden som gjorts det om geografisk kontext. Svenska förhållanden har antagits, vilket också testats i några av de tekniska variationerna (val av elmix och val av värmemix). De tekniska variationerna av elmix visade på stor inverkan på slutresultatet då elproduktionen ser olika ut beroende på i vilket land den sker. Utifrån detta resultat kan även konstateras att val av produktionsland för kemikalier spelar stor roll. I denna studie har dock främst produktion av kemikalier baserad på europeiska medel-data använts, vilket berodde på datatillgänglighet. Detta skulle kunna få till följd att miljöpåverkan från produktion av kemikalier som är mycket energiintensiv (exempelvis natriumhydroxid) kan variera betydligt beroende på vilket land de kommer ifrån och hur fossilt beroende elmixen som används vid produktionen är. Inom ramen för denna studie fanns inte utrymme att variera samtliga parametrar som kunde vara av intresse, men istället kan noteras att för framtida studier kan det vara viktigt att ta fram lokalt anpassade dataset även för kemikalieproduktion (se vidare diskussion i avsnitt 6.3.5). I den här studien har vi eftersträvat att anpassa resultatet till svenska förhållanden men då kemikalieproduktionen i samtliga fall har beräknats med data från andra länder kan vi konstatera att en viss överskattning av miljöpåverkan är sannolik jämfört med om enbart svensk produktion skulle inkluderas. Dock hade det kanske inte varit helt rimligt att anta att all produktion av kemikalier sker i Sverige med tanke på att tillverkningen många gånger förläggs i länder där produktionskostnader kan hållas på en lägre nivå än i Sverige. Att i denna studie därför använda europeisk produktion av kemikalier skulle alltså kunna innebära en viss överskattning av miljöpåverkan jämfört med svensk produktion, men utgör sannolikt inte ett orimligt scenario.

Som konstaterats ovan i kapitlets inledning så har val av *miljöpåverkanskategorier* stor inverkan på vilka parametrar som utgör hotspots i systemet. Beroende på hur studien avgränsas och vilka miljöpåverkanskategorier som inkluderas i analysen kan helt olika faktorer och aktiviteter utgöra hotspots. För att kunna reflektera över vilka kategorier som är av större betydelse än andra undersöktes även resultatet fram till endpoint. Resultatet från endpoint-analysen visade på en för NPHarvest stor betydelse av försurning, ekotoxicitet och klimatförändring i landmiljö medan mänsklig hälsa påverkades främst av bildning av små partiklar och klimatförändring. För struvitfällning och ammoniakstripping var klimatförändring och ekotoxicitet viktiga både med avseende på ekosystemkvalitet och mänsklig hälsa.

De kategorier som inkluderats på midpoint-nivå är de som är vanligt förekommande i VA-relaterade livscykelanalyser (klimatpåverkan, övergödning och försurning). Toxicitetskategorierna förekommer i en del studier, men är generellt svåra att tolka då kunskapen än så länge är begränsad angående hur toxiska effekter bör kvantifieras på lämpligt sätt. De inkluderades dock i denna studie då framförallt ekotoxicitet hade stor inverkan på resultatet på endpoint-nivå. Utöver de utsläppsrelaterade kategorier som nämnts har även ett par resursrelaterade dito inkluderats.

Angående *datakvalitet* innebär studiens utformning både för- och nackdelar. Mycket av primärdata baseras på mätvärden – framförallt för NPHarvest – vilket är fördelaktigt då data därmed kan anses högst representativ för tekniken. En svaghet med analysen är dock att data representerar ännu ej färdigutvecklad teknik i pilotskala vilket medför (som konstaterats i bland annat i kapitel 3) att tekniken är sårbar för störningar samt att den inte är optimalt konfigurerad med avseende på exempelvis energianvändning, kemikalieförbrukning och utsläpp av föroreningar till luft. För referenstekniken gäller att dataunderlaget för denna rapport i mindre utsträckning baseras på lokala mätdata på

grund av förseningar av uppstarten av anläggningen på RecoLab, men detta har försökt att avhjälpas med att jämföra med så representativa litteratordata som möjligt samt framställningen av ett "best case scenario" och ett "worst case scenario". För NPHarvest innebär detta svårigheter i att skala upp resultatet för att jämföras med fullskalanläggningar för andra tekniker. Resultatet bör därför snarare ses som en indikation på vilka åtgärder som är viktigast att genomföra med avseende på miljöpåverkan vid framtida konstruktion i större skala. För tekniken med struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) innebär bristen på lokala mätdata och användningen av litteratordata en generalisering av hur tekniken fungerar. För mer övergripande jämförelser mellan olika tekniker innebär generella data inte några större bekymmer. Men vid jämförelse med annan teknik under samma specifika, lokala förhållanden fungerar generella data av uppenbara skäl sämre.

6.3.2 Metod för bedömning av påverkan på huvudreningen

Utifrån resultatet av livscykelanalysen i kapitel 5 kan det konstateras att bedömningen av påverkan på huvudreningen fick stort genomslag i slutresultatet och att det därför är mycket viktigt att fånga dessa effekter på ett rättvisande sätt. Inspiration till metoden och de olika delarna som bedömdes (undvikna utsläpp av lustgas, sluppen energiproduktion för luftning och sluppen produktion av fällningskemikalie för fosforavskiljning) hämtades ur litteraturen (exempelvis Remy & Jossa, 2015; Amann m.fl., 2018) men behövde anpassas till den aktuella studien vilket skedde genom diskussioner inom projektgruppen.

En svaghet i metoden är att inga mätningar på *lustgasutsläpp* genomfördes. Att IPCC har en uppdaterad siffra från 2019 för uppskattning av lustgasemissioner från reningsverk (IPCC, 2019) är förvisso bra, men som konstaterats av bland annat Delre m.fl. (2017) kan utsläpp av lustgas och även metan variera betydligt mellan olika reningsverk beroende på lokala förutsättningar såsom processkonfiguration, täckt eller öppen slamhantering och hur slamlagring sker, för att nämna några. Av de fem skandinaviska reningsverk som undersöktes i deras studie varierade emissionsfaktorerna av lustgas mellan <0,1 och 5,2 % av inkommande halt totalkväve (Delre m.fl., 2017). Resultaten i denna studie baserades alltså på IPCC:s emissionsfaktor för lustgas (2019) på 1,6 % av inkommande halt totalkväve i rektvattnet från avvattnat rötkammar slam. Variationer har försökt fångas med en känslighetsanalys med värden på 0,8 % och 2,1 % - vilka även användes av Awaitey (2021). Jämfört med Delre m.fl. (2017) är dock spannet i den här studien mindre än variationerna som de uppmätte. Det kan därför konstateras att resultatet i denna rapport är av ett mer generellt slag och lokala förutsättningar kan därför ha stor betydelse för hur stort genomslag som de undvikna lustgasutsläppen kan få. På grund av den stora påverkan på resultatet som även små variationer i lustgasavgång medför kan det konstateras att om beslut ska fattas för en specifik plats med särskilda förutsättningar är det av stor vikt att arbetet med livscykelanalys anpassas för att ta hänsyn till de faktiska lokala utsläppen av lustgas och därför i möjligaste mån baseras på lokala mätdata.

Angående beräkning av *sluppen mängd fällningskemikalie* kan nämnas att i studien användes det kemiska molförhållandet på 1:1 mellan fällningsmedel och avskild fosfor. Detta värde är teoretiskt och i praktiken behöver reningsverk som är konfigurerade för kemisk avskiljning av fosfor tillsätta fällningsmedel i överskott (mellan 1 och 1,5 ibland upp till 2 mol Fe^{2+} / mol P beroende på önskad utsläppsnivåer (Jansen m.fl., 2019; Kemira, 2020)) vilket skulle innebära möjligheter att spara mer fällningskemikalie än vad som ses i basfallen för de båda teknikerna (i studien tog vi hänsyn till detta och testade ett högre värde på molförhållandet i en känslighetsanalys, se avsnitt 5.6.1). Det omvända gäller för verk med biologisk fosforavskiljning där ingen, eller möjligtvis en mindre mängd, fällningsmedel behöver tillsättas. Att minska mängden fällningskemikalie kanske därför inte är så relevant för de reningsverk som använder sig av bio-P.

Däremot är det värt att notera att Öresundsverket, som är ett bio-P-verk med gemensam rötning av primärslam och bioslam, har en betydligt högre halt fosfor i rejektvattnet, men också stundtals i sitt utgående vatten. En rejektvattenrening som tar hand om 75 – 95 % av denna fosfor skulle kunna få till effekt att gränsvärdena faktiskt skulle kunna upprätthållas med större marginal än vad som sker idag. Denna effekt är dock svår att mäta och uppskatta så i denna studie valde vi att enbart jämföra med hur mycket fällningskemikalie som skulle kunna sparas.

Beräkning av minskat energibehov för *sluppen luftning* i aktivslamprocessen på reningsverket baserades på Remy och Jossa (2015). De inkluderade både kvävebelastning och organisk belastning i sina beräkningar, men i den här studien togs enbart hänsyn till minskad kvävebelastning. Det organiska materialet i inkommande rejektvatten från avvattning av røtkammarlam kan antas vara av inert karaktär (på grund av nedbrytning av biologiskt nedbrytbart COD under røtningen) och skulle därför inte föranleda någon syreförbrukning i huvudreningen. Antagandet att här endast se till den minskade kvävebelastningen kan därför anses relevant.

6.3.3 Ammoniakavgång utifrån beräkning av massbalans

Påverkan av avgången av ammoniak i livscykelanalysen baseras för NPHarvest på beräkningar av massbalansen för kväve i systemet (se avsnitt 3.4). Parametrarna i vätskeflödena (det vill säga koncentrationer av ammoniak och ammonium) analyserades i laboratorium medan ammoniakemissioner till luft uppskattades utifrån beräkningar av "försvunnen ammoniak". Denna beräkningsmetod medför en ökad osäkerhet i bestämningen av mängden ammoniak som avgår till luft då osäkerheten ökar med varje mätning, laboratorieanalys och beräkning (eftersom beräkningar av massflöden baseras på mätningar av både flöden och koncentrationer). Andra möjliga anledningar till att ammoniak har "försvunnit" från systemet har utvärderats. Exempelvis kan denitrifikation på grund av biologisk aktivitet nämnas. Denna möjlighet har dock bedömts orimlig då förutsättningarna inte varit gynnsamma för biologisk aktivitet (høgt pH och brist på yta för biofilmstillväxt då den enda tillgängliga ytan utgjordes av reaktorns väggar). Därtill kan nämnas att avsättning av kväve i det sedimenterade materialet i omrørningsreaktorerna inte kunde noteras. Med andra ord är den enda möjliga förklaringen att det "försvunna" kvävet avgått till luft.

Det finns alltså en betydande osäkerhet i resultatet gällande hur dominerande ammoniakavgångarna faktiskt är för den totala miljöpåverkan i livscykelanalysen. Denna osäkerhet togs dock i beaktning i den tekniska variationen av NPHarvest-tekniken där ammoniakemissionerna sattes till 1 % av inkommande kvävehalt (jämfört med basfallets 18 %). Detta scenario torde bättre representera en teknik i fullskala eftersom reaktorer och delar av tekniken som idag är öppna mot omgivningen kommer att tillslutas vid en framtida uppskalning.

6.3.4 Energi

Den uppmätta energianvändningen för NPHarvest är mycket låg jämfört med referens-tekniken (27 MJ/m³ för ett flöde på 2,5 m³/dag under svartvattenförsøket för NPHarvest och 73 MJ/m³ för eco:P och eco:N) men det är viktigt att notera att den inte är linjärt beroende av flödet och att energianvändningen på 27 MJ/m³ därför enbart är applicerbar på detta specifika försøk och inget som gäller för NPHarvest-tekniken generellt. När beräkningen av energiåtgången för torkning av den flytande ammoniumsaltlösningen inkluderas (basfallet i livscykelanalysen) ökar dock den totala energianvändningen med 72 %. På grund av avsaknad av mätdata beräknades denna ökade energiåtgång som det fysiska energibehovet för att förångna vattnet i den flytande produkten. Detta sätt att avvattna en produkt är mycket ineffektivt såvida det inte finns en lokal, riklig värmekälla som kan utnyttjas. Så är dock sällan fallet och uppkoncentrering genom nanofiltrering eller omvänd osmos med efterföljande avvattning av koncentratet skulle innebära en lägre

energianvändning jämfört med direkt uppvärmning. Värmeanvändningen för tekniken med struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) är även den teoretiskt beräknad (se avsnitt 5.3.5). I en större skala skulle förekomsten av tillgängliga värmeströmmar och användandet av värmeväxlare markant minska behovet av ytterligare tillsats av energi för uppvärmning. I tabell 6.3 sammanfattas el- och värmeanvändningen för basfallen för de båda teknikerna och i tabell 6.4 sammanfattas total, sluppen samt netto primärenergianvändning för basfallen samt de tekniska variationerna av processteg (noll torkning) och energimix relaterat till mängden producerad kväve i kväveprodukten.

Delsteg	Enhet	El/värme	NPHarvest	eco:P och eco:N
Förbehandling/ eco:P	MJ/m ³	El	19,9	18,2
Kväveåtervinning/ eco:N	MJ/m ³	El	7,1	54,8
		Värme	---	125,4
Torkning	MJ/m ³	El	68,8	---
Summa	MJ/m ³		El: 95,8	El: 73,0; Värme: 125,4

Tabell 6.3

El- och värmeanvändning för basfallen för de båda teknikerna. Värdena anges i MJ per funktionell enhet, det vill säga per kubikmeter inkommande rejektvatten från avvattnat rötkammar slam.

Både NPHarvest och referenstekniken är i pilotskala i studien vilket innebär att den totala primärenergianvändningen för basfallen på 520 respektive 430 MJ/kg återvunnet kväve (tabell 6.4) inte gäller för optimerade förhållanden. Eckert m.fl. (2012) jämförde primärenergianvändningen för flera olika tekniker för kväveutvinning ur avloppsvatten vilken rapporterades ligga i spannet 95–156 MJ/kg återvunnet kväve för de studerade alternativen. Deras siffror är alltså avsevärt lägre, men samtidigt är de inte direkt jämförbara med resultatet i denna studie då dels fosforutvinning och dels torkning av produkterna till fast form inte inkluderades i deras studie. Torkningen av kväveprodukten från NPHarvest krävde 146,4 MJ elektricitet per kg N vilket innebär att denna parameter bidrar avsevärt till den totala energianvändningen (här är det dock viktigt att hålla isär användning av elektricitet och användning av primärenergi: skillnaden i primärenergi mellan basfallet och fallet med noll torkning blir ungefär dubbelt så stor som skillnaden i elektricitet användning – från 219 till 520 MJ/kg N, tabell 6.4). Teknikerna i studien av Eckert m.fl. (2012) var dessutom i fullskala vilket innebär att de är mer optimerade och att de specifika värdena i MJ/kg N är lägre på grund av den större kapacitet som en fullskaleanläggning har. Tekniker i fullskala väntas alltså ha en lägre specifik primärenergianvändning än tekniker i mindre skala.

	Enhet	Total	El-relaterad	Sluppen	Netto
NPHarvest					
Basfall	MJ/kg N	520	425	-101	418
Noll torkning	MJ/kg N	219	120	-102	117
Finsk el	MJ/kg N	558	464	-102	456
EU el	MJ/kg N	682	587	-105	577
Struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N)					
Basfall	MJ/kg N	430	170	-81	350
Finsk el	MJ/kg N	449	189	-81	368
EU el	MJ/kg N	500	239	-83	416
Lokal värme	MJ/kg N	398	170	-81	318
EU värme	MJ/kg N	536	170	-81	456

Tabell 6.4

Primärenergianvändning för basfallen för de båda teknikerna samt tekniska variationer av processteg (noll torkning) och energimixar. Värdena anges kg kväve i kväveprodukten.

För NPHarvest bildades 0,48 kg N/funktionell enhet och för tekniken med struvitfällning och ammoniakstripping producerades 0,91 kg N/ funktionell enhet.

Den svenska elmixen är i princip fossilfri vilket innebär att resultaten från livscykelanalysen inte påverkades i så stor utsträckning av energianvändningen. Kontrasten var dock stor mot den tekniska variationen där europeisk elmix användes där samma energimängd innebar en betydligt större miljöpåverkan. Detta innebär att miljöpåverkan av elanvändningen i det här fallet inte beror så mycket på mängden energi i sig utan snarare på produktionssätt och sammansättning av energislag. Värt att nämna är dock att det av mer kostnadsrelaterade skäl ändå finns goda anledningar att effektivisera energianvändningen.

Produktion av mineralkvävegödsel genom Haber-Bosch processen använder ~40 MJ/kg N (SOU, 2021) vilket är avsevärt mindre än de 420 MJ/kg N och 350 MJ/kg N som presenterats i tabell 6.4 (basfallen för respektive teknik, netto). Teknikerna i den här studien påverkas dock av sin skala då den specifika energianvändningen (energi per massa) är betydligt högre i en småskalig anläggning än i en anläggning i fullskala. Dessutom bidrar avskiljning av kväve i sidoströmmen med minskat energibehov i huvudströmmen – referensvärden varierar mellan ca 12–25 MJ/kg avskild N för luftningsenergi till nitrifikationen (UNIVPM, 2018). Dessutom kan utvinning av kväve i sidoströmmen även få till effekt att en mindre mängd kol krävs i huvudreningen vilket i sin tur istället kan användas för energiproduktion (biogas från rötning). Alltså är energianvändningen för kväverening i liten skala inte representativ för hur en implementering i fullskala skulle se ut.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att energianvändningen för både NPHarvest och referenstekniken kan minskas genom optimering av teknikerna (till exempel för NPHarvest genom att inkludera en effektiv avvattning av kväveprodukten såsom uppkoncentrering med membranfilter och efterföljande termisk torkning eller för referenstekniken installera värmeväxlare) och genom uppskalning till fullskala. Därmed bör det vara möjligt att nå motsvarande värden som Eckert m.fl. (2012) rapporterade.

6.3.5 Kalciumhydroxid och natriumhydroxid

Produktion av kalciumhydroxid visade sig viktigt för miljöpåverkan för NPHarvest, dock varierades inte denna i studien då relevanta dataset att jämföra med inte fanns tillgängliga. Möjligtvis kan en indikation erhållas genom datasetvariationen för rejektvattenförsöket där förbrukningen var 70 % mindre per kubikmeter inkommande vatten. Denna variation visade följaktligen på en betydligt mindre klimatpåverkan från kemikalien. En möjlig åtgärd att fundera på till framtida studier skulle kunna vara att justera konfigurationen för NPHarvest genom att minska mängden kalciumhydroxid så att endast det som krävs för fällning av fosfor och organiskt material tillsätts medan pH-justering sköts med hjälp av tillsats av natriumhydroxid eller liknande.

En annan intressant aspekt av kemikalieproduktionen är inverkan av produktionsland. I modellen användes ett dataset för produktion av kalciumhydroxid anpassat för tyska förhållanden då detta var det enda som fanns tillgängligt i databasen. Vid undersökning av datasetet framkommer att produktion av 1 kg kalciumhydroxid har en primärenergianvändning på 3,5 MJ och resulterar i utsläpp av växthusgaser (CO₂, CH₄ och N₂O) på ca 0,93 kg CO₂-ekvivalenter (se tabell 6.5). Detta kan jämföras med datasetet för produktion av natriumhydroxid (50 % lösning) som användes för modellering av referenstekniken. Det använder europeiska medeldata (EU-28) och innebär ett energibehov på 10,6 MJ/kg och utsläpp av växthusgaser på ca 0,51 kg CO₂-ekv./kg (se tabell 6.5). Per funktionell enhet (kubikmeter inkommande rejektvatten från avvattat rötammarslam) användes 5,88 kg kalciumhydroxid och 12,6 kg natriumhydroxid (50 % lösning) i basfallen för NPHarvest-tekniken respektive referenstekniken. Enligt slutresultatet innebär produktionen av kalciumhydroxiden en klimatpåverkan på 5,4 kg CO₂-ekv./funktionell enhet för NPHarvest, medan för tekniken med struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N) innebär produktionen av natriumhydroxid ca 5,7 kg CO₂-ekv./funktionell enhet.

Parameter	Enhet	Ca(OH) ₂ - DE ^[1]	NaOH (50 %) - EU-28 ^[2]	NaOH (50 %) - DE ^[3]
Förbrukning i basfall	kg/m ³ rejektivatten	5,88	12,56	---[4]
Primärenergianvändning	MJ/kg	3,5	10,6	11,1
Direkta utsläpp av CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O	kg CO ₂ -ekv./kg	0,93	0,51	0,66
Klimatpåverkan i slutresultatet	kg CO ₂ -ekv./m ³ rejektivatten	5,4	5,7	---[4]

[1]: DE: Calcium hydroxide (Ca(OH)₂; dry slaked lime) (EN15804 A1-A3) Sphera, [2]: EU-28: Sodium hydroxide mix (50 %) Sphera, [3]: DE: Sodium hydroxide mix (50 %) Sphera, [4]: Datasetet användes ej i modellen och data för basfall respektive slutresultat anges därför inte här.

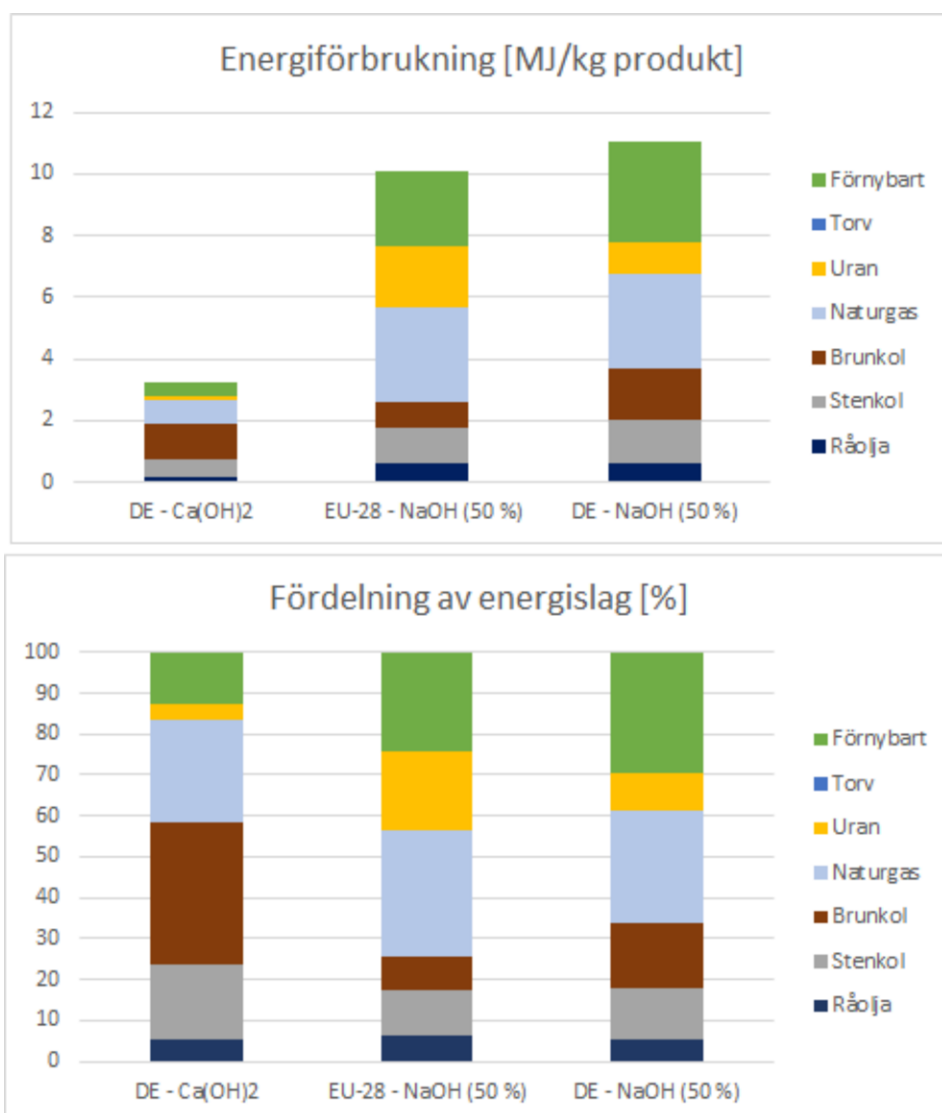
Av detta kan det konstateras att behovet av primärenergi må vara lägre för produktion av kalciumhydroxid, men utsläppen av växthusgaser är betydligt större än för NaOH (50 % lösning). En förklaring till detta är att utsläpp av växthusgaser inte enbart beror på energianvändning då produktionen kan innebära andra direkta utsläpp av koldioxid. I fallet med kalciumhydroxid produceras den genom kalcinering (upphettning till hög temperatur) av kalciumkarbonat (CaCO₃) till kalciumoxid (CaO) vilken därefter får reagera med vatten till kalciumhydroxid (Ca(OH)₂). Vid kalcineringen av kalciumkarbonaten frigörs koldioxid, och denna del av processen skulle kunna förklara (åtminstone delvis) den stora skillnaden i förhållande mellan primärenergi och utsläpp av växthusgaser för kalciumhydroxid jämfört med natriumhydroxid.

I en livscykelanalys av Dahlgren m.fl. (2015) anpassades dataset från ecoinvent (version 2.2) över produktion av natriumhydroxid från europeiska medelförhållanden till att baseras på svensk elmix. I deras rapport uppgick klimatpåverkan från produktion av 1 kg NaOH till 1,1 kg CO₂-ekv. med europeisk elmix och endast till 0,259 kg CO₂-ekv. med svensk elmix. Dessa värden kan alltså jämföras med de direkta utsläppen av växthusgaser för produktion av 1 kg NaOH (50 % lösning) på 0,51 kg CO₂-ekv. för europeiska förhållanden som visas i tabell 6.5 ovan. Ett par viktiga skillnader mellan siffrorna från studien av Dahlgren m.fl. (2015) och den här rapporten är dels att de använde dataset från ecoinvent och vad som nu är en äldre version medan datasetet för NaOH i denna rapport är hämtat från GaBi Professional Database i senaste versionen (10.6) och dels att Dahlgren m.fl. (2015) anger data för 1 kg ren produkt medan datasetet från GaBi relateras till 1 kg NaOH i 50 % lösning. Den förstnämnda skillnaden kan innebära en viss osäkerhet i huruvida siffrorna från Dahlgren m.fl. (2015) fortfarande är tillräckligt uppdaterade. Dock tycks det inte vara några större skillnader mellan datasetet från Dahlgren m.fl. (2015) för europeiska förhållanden och datasetet från GaBi (EU-28) när hänsyn tas till den andra skillnaden: det vill säga att miljöpåverkan på 0,51 kg CO₂-ekv./kg NaOH (50 % lösning) motsvarar 1,02 kg CO₂-ekv./kg NaOH (ren produkt). Vi kan med detta konstatera att om svenska förhållanden (med avseende på energisammansättning) ska gälla för produktion av natriumhydroxid kan klimatpåverkan minskas betydligt. Detta blir också tydligt när man ser till mängden primärenergi som krävs: ett större behov av primärenergi innebär större klimatvinster av att lägga produktionen i länder med renare elmix jämfört med länder med större andel fossila energikällor.

En sammanställning av energislagen som antagits för produktion av kalciumhydroxid och natriumhydroxid i denna studie visas i figur 6.1. Där inkluderas även en jämförelse med produktion av natriumhydroxid anpassad för tyska förhållanden. Det är intressant att notera hur mycket fördelningen av energislag skiljer sig mellan de båda tyska kemikalieproduktionerna trots att de ska vara anpassade för samma land. Detta indikerar svårigheten i att använda och tolka resultat från färdiga dataset.

Tabell 6.5

Produktionsdata för Ca(OH)₂ för tyska förhållanden (används för NPHarvest), NaOH för europeiska förhållanden (används för struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N)) samt NaOH för tyska förhållanden (inkluderas för jämförelse). Dataset från databasen GaBi Professional version 10.6 (Sphera, 2022)



Figur 6.1

Primärenergianvändning (övre grafen) samt fördelning av energikällor (undre grafen) för produktion av kalciumhydroxid (tysk) och produktion av natriumhydroxid (50 %-lösning) (europeisk och tysk).

För att återkomma till jämförelsen mellan kalciumhydroxid och natriumhydroxid kan vi således konstatera att klimatavtrycket för ett kg NaOH (ren produkt) liknar det för ett kg Ca(OH)₂. Trots denna likhet i klimatavtryck så är primärenergianvändningen betydligt högre för natriumhydroxid vilket tyder på en större klimatvinst av att förlägga produktionen av denna i Sverige jämfört med produktionen av kalciumhydroxid.

6.4 Studien i ett större sammanhang

Det finns en stark trend inom VA-branschen att sträva mot att göra sektorn klimatneutral. Svenskt Vatten har exempelvis satt som mål att nå netto-noll klimatavtryck redan 2030 (Svenskt Vatten, 2021). Det tidigare framtagna beräkningsverktyget för uppskattning av ett reningsverks klimatavtryck (Tumlin m.fl., 2014) kommer dessutom inom en snar framtid att uppdateras med data rörande utsläpp av lustgas (Svenskt Vatten, 2020) vilket kommer att underlätta arbetet för en klimatneutral bransch genom att tydligt identifiera var investeringar gör mest nytta.

Klimatneutralitet består av flera aspekter, men rejektvattenbehandling har en stor potential i detta arbete, så som visats i avsnitt 5.4.1. Genom att implementera en rejektvattenrening för avskiljning av näringsämnen minskas belastningen på huvudreningen vilket medför minskade utsläpp av lustgas och därmed en markant förbättring av

klimatpåverkan. Om reningstekniken dessutom innefattar utvinning av näringsämnen (så som teknikerna i denna studie) erhålls ytterligare positiva effekter i form av minskad klimatpåverkan vid ersättning av produktion av konstgödsel. Det är alltså viktigt att göra en distinktion mellan begreppen avskiljning och utvinning av näringsämnen ur avloppsvatten när olika tekniker för rektvattenrening diskuteras. Ur ett livscykelperspektiv blir det tydligt när de positiva effekterna av rektvattenreningen beaktas. Avskiljning av näringsämnen ger en fördel genom att påverkan på huvudreningen minskar (i denna studie innebär detta minskade lustgasutsläpp, minskat behov av luftning samt minskad användning av fällningskemikalie). Att dessutom utvinna – och återvinna – näringsämnen får till ytterligare följd att produktion av konstgödsel kan ersättas. Genom att titta på resultaten av klimatpåverkan från denna studie är det intressant att poängtera att den största positiva effekten är den av minskade utsläpp av lustgas (det vill säga en effekt som både tekniker med avskiljning och utvinning har). Den näst största positiva effekten i klimatpåverkanskategorin kommer från ersättning av produktion av konstgödsel – det vill säga en effekt förbehållen teknikerna som implementerar näringsåtervinning.

Stenström m.fl. (2017) jämförde olika biologiska rektvattentechniker med varandra och med kemiska tekniker som ammoniakstripping och struvitfällning. Drifttekniker och ansvariga på reningsverk som funderar över att implementera någon typ av rektvattenrening står inför ett dilemma: Ska man implementera en biologisk reningsteknik som finns tillgänglig på marknaden redan nu, ska man investera i en näringsåtervinningsanläggning som ännu inte nått full teknisk mognad, eller avvakta några år för att senare kunna fatta beslut i frågan? Svaret är att det beror på. Biologiska system har fördelen att de inte förbrukar kemikalier, men de är istället sårbara för störningar, kräver mer underhåll av skickliga drifttekniker och kan leda till utsläpp av lustgas vilket i sin tur kan få en betydande klimatpåverkan. Kemiska system (såsom NPHarvest och referenstekniken med struvitfällning (eco:P) och kväveåtervinning (eco:N)) kräver input av kemikalier vilket innebär högre driftkostnader men de är även mer driftmässigt stabila. NPHarvest-tekniken bidrar ytterligare till en stabil drift då den klarar av höga halter suspenderat material utan att sätta igen.

Både kemiska och biologiska system verkar för avskiljning av näringsämnen, men enbart kemiska system möjliggör idag utvinning av dessa näringsämnen. För att maximera de miljömässiga fördelarna är därför en kemisk process att föredra framför en biologisk. Jämfört med produktion av mineralgödsel innebär dock kemisk utvinning av näringsämnen generellt en större användning av primärenergi (Eekert m.fl., 2012). Med andra ord kan kemisk utvinning av näringsämnen ur avloppsvatten endast anses rimlig om de ekonomiska förutsättningarna för mineralgödsel på marknaden förändras.

Som nämnts ovan är kemiska tekniker nödvändiga i dagens system för utvinning av kväve ur avloppsvatten. Fosfor, å andra sidan, kan utvinnas ur avloppsslam genom flera olika metoder, exempelvis förbränning med efterföljande urlakning. Fördelarna med denna metod är att en ren fosforprodukt erhålls samtidigt som slammet tas om hand. Nackdelen är att inga andra näringsämnen eller komponenter från avloppsslammet kan tas till vara (som kväve och organiskt material). Om det finns en önskan att plocka ut kväve är det lättare att göra det ur flytande, koncentrerade avloppsströmmar jämfört med att utvinna det ur avloppsslam.

Nyligen har det börjat diskuteras om så kallad ”grön ammoniak” (Lantmännen, 2022) vilket innebär en fossilfri framställning av ammoniak vilken därmed kan ge ett gödningsmedel som klassas som fossilfritt. Ahlgren m.fl. (2015) jämförde olika produktionsmetoder för kvävegödningsmedel baserade på förnybara energikällor utifrån energianvändning och utsläpp av växthusgaser. De rapporterade att primärenergianvändningen för de förnybara metoderna (förgasning av biomassa, reformering av biogas från rötning samt elektrolys av vatten med hjälp av förnybar el) låg på 40–60 MJ/kg N för de två förstnämnda metoderna och ~60 MJ/kg N för metoden med elektrolys. Primärenergianvändningen för NPHarvest och referenstekniken ligger högre

(NPHarvest: 420 MJ/kg N netto – varav 300 MJ/kg N utgörs av torkningen – och referenstekniken: 350 MJ/kg N netto, se tabell 6.4) men där ingår även utvinning av fosfor. Dessutom finns, som konstaterades tidigare i avsnitt 6.3.4, en stor potential för energioptimering vid konstruktion i full skala. Denna optimering måste till för att teknikerna för näringsåtervinning som studerats i denna rapport ska kunna konkurrera med de förnybara teknikerna i Ahlgren m.fl. (2015).

Både grön ammoniak och NPHarvest medför alltså positiva klimateffekter i form av fossilfri produktion av konstgödsel – och har således båda två sina roller att fylla i arbetet mot en hållbar framtid. Avskiljning och utvinning av kväve från avloppsvatten har dock åtminstone tre ytterligare möjliga fördelar värda att nämnas:

1. Ökad miljömässig hållbarhet – den största klimatmässiga fördelen som presenterats i denna studie (minskade lustgasutsläpp).
2. Minskade kostnader för reningsverket – på grund av lägre behov av luftning och minskad förbrukning av fällningskemikalier.
3. Minskade kostnader för reningsverkets kunder – avgiften för att koppla industriellt avloppsvatten till reningsverk är bland annat beroende på mängden kväve i vattnet. Om denna kan avskiljas och utvinnas redan vid industrianläggningen skulle det medföra en minskad kostnad för företaget att bli av med det kvarvarande avloppsvattnet (Finnish Water Utilities Association, 2018).

Dessutom har det rapporterats av McCartney m.fl. (2021) att koncentrerade avloppsströmmar är de mest energieffektiva källorna för utvinning av näringsämnen, även jämfört med produktion av mineralgödsel. Detta innebär att avskiljning och utvinning av kväve fortfarande bör ha sin plats i reningsverken. I VA-branschen i Sverige och runt om i världen sker ett skifte från att se reningsverk som anläggningar för avfallshantering till att betrakta dem som anläggningar för utvinning av resurser som näringsämnen, kol, värme och även vatten. Att på detta sätt inkorporera ett cirkulärt tänkande och en filosofi baserad på värdet av återvinning är en viktig del i arbetet för ett hållbart samhälle i det långa loppet.

6.5 Framtida studier

I denna rapport kombineras och diskuteras forskning inom flera olika områden nämligen:

1. Näringsutvinning ur avloppsvatten,
2. Möjligheter för återanvändning av utvunna gödningsmedel,
3. Miljömässig hållbarhet för återvinningsprocessen, samt
4. Kommunikation, metodval och datatillgång i framtagandet av en livscykelanalys.

I detta avsnitt följer en utblick för vart och ett av dessa områden.

6.5.1 Näringsutvinning ur avloppsvatten

Aalto universitet kommer att fortsätta med att bedriva forskning och utveckling av NPHarvest-tekniken med målet att ta fram en kommersiell teknik. NPHarvest befinner sig fortfarande i pilotfasen och det finns flera aspekter som framkommit under denna studie som kan och bör förbättras (exempelvis effektiviteten i membrankontaktortanken, implementering av en ekonomiskt rimlig metod för avvattning av ammoniumsaltet samt vidare utveckling av fosforprodukten). Det finns också en stor drivkraft internationellt att forska på och utveckla processer för näringsåtervinning ur avloppsvatten på grund av strävan mot en mer cirkulär ekonomi inom EU samt vissa EU-länders förbud mot applicering av slam på åkermark. Flera tekniker för näringsåtervinning finns, men de kräver generellt för mycket kemikalier och energitillförsel för att än så länge kunna konkurrera på marknaden. Det finns alltså ett stort behov av optimering av dessa processer och deras logistikkedjor.

6.5.2 Forskningsmöjligheter för återanvändning av utvunna gödningsmedel

Ett i sammanhanget intressant – och kontroversiellt – ämne i samhällsdebatten idag är möjligheten att använda återvunna näringsämnen som gödningsmedel på jordbruksmark. I Sverige har denna debatt under de senaste årtiondena koncentrerats på frågan om användning och spridning av avloppsslam. Flera olika förslag har lagts fram, men ett avslut på debatten tycks avlägset (Bengtsson & Tillman, 2004). Slamfrågan är till sin natur ett så kallat ”*wicked problem*” – eller svårbemästrat problem – så som definierats av Rittel och Webber (1973). Sådana problem har ingen tydlig problemformulering och saknar tydlig lösning – och naturvetenskapen kan bara bistå med delar av dessa. Slamfrågan drivs, förenklat, av två motsatta åsikter: 1) slam bör få spridas på jordbruksmark för att recirkulera näringsämnen, och 2) slam bör inte få spridas på jordbruksmark på grund av föroreningshalten. Farhågorna i den andra åsikten kan ses som ett uttryck av försiktighetsprincipen. Det finns dock ingen konsensus i exakt definition av denna princip (Bourguignon, 2015), och den här rapporten tar inte ställning till den tolkning som används i slamdebatten – eller i debatten som sådan. Emellertid kan den uppdatering av EU-förordningen om återvinning av näringsämnen som gödselprodukter (se avsnitt 6.2.2) som träder i kraft under 2022 erbjuda en ny dynamik till diskussionen – åtminstone för utvalda materialkategorier. Denna förordning inbjuder därmed till fortsatt forskning specifikt kring var gränsvärden för olika typer av föroreningar bör ligga samt vilka fler komponentmaterialkategorier (utöver de som finns nämnda i tabell 6.1) som är viktiga att ta med allteftersom utvecklingen av tekniska processer för återvinning går framåt. Dessutom behövs en mer djupgående förståelse för miljöpåverkan av olika tekniska system och livscykelanalys kan här utgöra ett viktigt verktyg i arbetet för att identifiera miljöpåverkan, utvecklingsmöjligheter samt områden för vilka fortsatt forskning behövs.

6.5.3 Miljömässig hållbarhet för återvinningsprocessen

I livscykelanalysen identifierades ett flertal hotspots av miljöpåverkan för NPHarvest som bör åtgärdas för att tekniken ska bli så miljömässigt hållbar som möjligt. De viktigaste av dessa utgörs av utsläppen av ammoniak, användning av kalciumhydroxid och elanvändning. Som konstaterats tidigare bör problemet med ammoniakutsläpp lösas genom att använda slutna behållare vid en framtida uppskalning varför denna hotspot inte diskuteras vidare här. Energioptimering för att minska elanvändningen har också diskuterats utförligt tidigare (avsnitt 6.3.4). Däremot finns ett större intresse och behov av att titta närmare på, och fortsatt utvärdera, olika alternativ för kemikalieanvändningen.

En möjlig åtgärd, som även nämndes i avsnitt 6.3.5, är att ändra i processkonfigurationen så att endast den kalciumhydroxid som krävs för fällning av fosfor och organiskt material tillsätts, medan pH-justering sker med hjälp av annan kemikalie – exempelvis natriumhydroxid (NaOH) eller kalciumkarbonat (CaCO_3). Att byta ut kemikalier kan dock få konsekvenser för hur övriga processen fungerar samt påverka slutprodukten. Produktion av CaCO_3 har en betydligt lägre klimatpåverkan än Ca(OH)_2 då kalcinering undviks. Dock uppstår andra processrelaterade problem då CaCO_3 inte kan nå pH över nio (processen fungerar optimalt vid pH 10) och är inte heller lika lösligt som Ca(OH)_2 vilket medför att den inte skulle reagera med fosfat i samma utsträckning som Ca(OH)_2 skulle göra. En kombination av olika kemikalier skulle då behövas, exempelvis CaCO_3 tillsammans med polyaluminiumklorid (PAX) för fällning av fosfor och organiska ämnen medan NaOH tillsätts för att nå tillräckligt högt pH. Framtida studier behöver därför identifiera vilka alternativ som finns, hur de påverkar systemet samt vilka miljömässiga konsekvenser en annan uppsättning kemikalier skulle få.

Fosforprodukten för NPHarvest innehåller höga halter av kalcium. Applicering av denna produkt på marker som annars hade behövt extra tillskott av kalcium innebär därmed en miljönytta i form av substituerad kalk. Denna substitution har inte tagits i beaktning i den här studien, men skulle i en framtida studie kunna visa på ytterligare en

av fördelarna med NPHarvest – förutsatt att användning av fosforprodukten är möjlig utefter rådande lagstiftning samt att den appliceras på mark med behov av kalk.

6.5.4 Kommunikation, metodval och datatillgång

Som konstaterats ovan utgör livscykelanalys ett viktigt verktyg för att på ett överskådligt sätt identifiera miljöpåverkan för en process. Resultatet som erhålls är dock helt beroende av vilka metoder som används och hur systemet avgränsas. Att kunna ta fram en livscykelanalys kräver således gedigen kunskap om arbetssättet och en förmåga att kunna bedöma konsekvenser av olika val. Även vid granskning av andras livscykelanalyser är denna typ av kunskap viktig för att kunna tolka resultatet korrekt. En större kunskap om livscykelanalyser i allmänhet och arbetssätt och tolkning i synnerhet vore därför önskvärt bland de som vill och kommer att använda resultat från dessa typer av studier som beslutsunderlag. För att läsaren ska kunna ta till sig resultatet från en livscykelanalys krävs dock att författarna är helt transparenta med de val och avgränsningar som gjorts samt diskuterar konsekvenser av dessa på ett begripligt sätt. Således ställs krav främst på författarna men även på mottagarna av studierna.

Mer konkret kan det konstateras att utifrån resultatet i denna studie, och den diskussion som förts i avsnitt 6.3, finns det rum för förbättring av både metoder och dataset för att utveckla arbetet med livscykelanalyser. Angående metoder nämns i korthet här att miljöpåverkanskategorier för toxicitet generellt är svåra att både använda och tolka och det behövs därför mer forskning för att utveckla metoder för hur dessa kategorier ska hanteras (Harder m.fl., 2017). Särskilt med avseende på forskningsområdet som denna studie berör: om applicering av gödningsmedel med eventuell förekomst av föroreningar på jordbruksmark.

Angående hantering av data finns det ett stort utrymme för framtida studier att utveckla arbetet med dataset från databaser, att hålla dessa dataset uppdaterade och relevanta för de olika geografiska områden de berör samt att parallellt öka förståelsen för hur resultat från olika dataset bör tolkas. Som framgick i figur 6.1 verkade de två dataseten från Tyskland visa på olika energimix trots att de representerar kemikalietillverkning (om än för olika kemikalier) i samma land. Det finns också en stor fara i att blint lita på resultaten från färdiga dataset – då det inte alltid är så tydligt vilka processer som kan ligga bakom. Ett exempel på detta utgörs av datasetet för förbränning av träflis (se avsnitt 5.6.3) vilket i databasen (ecoinvent v. 3.7.1) refererar till andra dataset vilka i sin tur kopplas till ytterligare andra dataset, och så vidare i en mängd steg. Detta förfarande medför risker att eventuella fel eller ej uppdaterade aspekter (som exempelvis priser, genom ekonomiska allokeringar) får stor inverkan och att resultatet blir svårtolkat eller i värsta fall helt missvisande.

Ännu ett område för framtida studier gällande datahantering är att ta fram mer geografiskt relevanta och kontextspecifika data vilket blir särskilt viktigt om specifika, lokala förutsättningar studeras. Detta exemplifieras av hanteringen av produktion av kemikalier i denna studie där datatillgänglighet medförde att europeiska data användes även om studien var placerad i en svensk kontext. Det finns här ett allmänt problem i databaser med aggregerade dataset där man inte kan frikoppla bakgrunden och välja den själv då det därmed finns mycket som är förvalt som inte kan anpassas efter studiens kontext. Ytterligare ett område där geografiskt relevant data är oerhört angeläget gäller mätningar på lustgasutsläpp. Som konstaterats i denna och andra publikationer (exempelvis Delre m.fl., 2017) finns stora lokala variationer mellan olika reningsverk och därmed ett stort behov av lokala mätdata då lokala beslut är aktuella. Som ett led i detta ser vi fram emot den kommande uppdateringen av beräkningsverktyget för uppskattning av reningsverks kolfotavtryck (Svenskt Vatten, 2020). Förhoppningsvis kommer denna att hjälpa individuella reningsverk, trots brist på lokala mätdata, att ändå göra lite bättre uppskattningar på utsläpp än vid användning av schablonvärden.

7 Slutsatser

Syftet med projektet var att identifiera miljöpåverkan av rejektivattenrening med näringsåtervinning genom att undersöka en teknik under utveckling: NPHarvest. Specifikt nåddes syftet genom 1) kvantifiering av egenskaperna hos de utvunna näringsprodukterna, och 2) miljöpåverkansbedömning med livscykelanalys för identifikation av processdelarna med störst miljöpåverkan i relation till en referensteknologi. Pilotförsök genomfördes på RecoLab vid Öresundsverket, Helsingborg under våren och sommaren 2021 på rejektivatten från rötade avloppsströmmar. Data insamlades genom online-mätning samt stickprov vilka analyserades vid Lunds universitet eller externt. Därtill har data från litteraturen och databaser använts. Livscykelanalysen genomfördes enligt ISO 14040:2006 och ISO 14044:2006 men en särskild metod togs fram för bedömning av påverkan på avloppsreningsverkets huvudström. Viktiga slutsatser sammanfattas nedan.

- I den testade pilotupställningen fängade NPHarvest 50 % av kvävet och 95 % av fosfor i två olika produkter (en kväveprodukt av ammoniumsulfat samt en slamliknande fosforprodukt). De utvunna näringsprodukterna har låga halter av föroreningar som understiger nuvarande, såväl som föreslagna, juridiska gränsvärden. Kväveprodukten har en hög kvävehalt (20 %) vilket är jämförbart med kommersiella produkter. Fosforprodukten har en lägre fosforhalt (~1 %) men innehåller även kalcium (7–8 %) och kol (10 %).
- Störst negativ miljöpåverkan för NPHarvest-tekniken utgjordes av utsläpp av ammoniak och produktion av kalciumhydroxid. Därtill uppskattades en ansevärd mängd elektricitet krävas för torkning av kväveprodukten. Liknande miljöpåverkan noterades även hos referenstekniken med avseende på energi- och kemikalieanvändning. Störst skillnad mellan teknikerna utgjordes av ammoniakutsläppen vilka bedömdes vara försumbara för referenstekniken. En framtida implementering av NPHarvest-tekniken i större skala bör använda slutna reaktorer samt se över möjliga alternativ till kalciumhydroxid. Dessutom bör lämplig teknik för energioptimerad torkning av kväveprodukten användas.
- Störst positiv miljöpåverkan för NPHarvest-tekniken utgjordes främst av undvikna utsläpp av lustgas och sluppen användning av fällningskemikalie i avloppsreningsverkets huvudström. Dessutom medför återanvändning av de utvunna näringsämnen att mineralgödsel kan ersättas. Dessa miljömässiga fördelar var även tydligt identifierade hos referenstekniken.
- Metoden för bedömning av inverkan av rejektivattenreningen på reningsverkets huvudström visade sig ha stor påverkan på slutresultatet. Särskilt undvikna utsläpp av lustgas från den biologiska reningen fick stor betydelse inom kategorin klimatpåverkan varför denna parameter rekommenderas att skattas noggrant.
- I en svensk kontext och under förutsättning att sluppen miljöpåverkan realiserar är NPHarvest klimatneutral redan i denna icke optimerade skala.

Referenser

- Ahlgren, S., Bauer, F. och Hulteberg, C., 2015. *Produktion av kvävegödsel baserad på förnybar energi - En översikt av teknik, miljöeffekter och ekonomi för några alternativ Vol. 082*. Lund: Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Amann, A., Zoboli, O., Krampe, J., Rechberger, H., Zessner, M. och Egle, L., 2018. Environmental impacts of phosphorus recovery from municipal wastewater. *Resources, Conservation and Recycling*, [online] 130, s.127–139. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.11.002>.
- Amaral, M.C., Magalhães, N.C., Moravia, W.G. och Ferreira, C.D., 2016. Ammonia recovery from landfill leachate using hydrophobic membrane contactors. *Water Science and Technology*, 74(9), s.2177–2184. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.375>.
- Awaitey, A., 2021. *Carbon Footprint of Finnish Wastewater Treatment Plants*. [online] Aalto University. Tillgänglig vid: <www.aalto.fi> [Åtkomstdatum 6 okt. 2021].
- Bengtsson, M. och Tillman, A.M., 2004. Actors and interpretations in an environmental controversy: The Swedish debate on sewage sludge use in agriculture. *Resources, Conservation and Recycling*, [online] 42(1), s.65–82. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2004.02.004>.
- Bengtsson, S., Fujii, D., Arnell, M., Andersson, S., Carlsson, B., Held, H. och Gustavsson, D., 2019. *Effektiv luftning Design, drift, underhåll och upphandling av luftningsutrustning för kommunala avloppsreningsverk - Rapport nr 2019-23*. Bromma, Sweden.
- Boehler, M.A., Heisele, A., Seyfried, A., Grömping, M. och Siegrist, H., 2015. (NH₄)₂SO₄ recovery from liquid side streams. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(10), s.7295–7305. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3392-8>.
- Bourguignon, D., 2015. *The precautionary principle - Definitions, applications and governance*. [online] European Union. Tillgänglig vid: <[https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/IDAN/2015/573876/EPRS_IDA\(2015\)573876_EN.pdf](https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/IDAN/2015/573876/EPRS_IDA(2015)573876_EN.pdf)> [Åtkomstdatum 10 feb. 2022].
- Broschat, T.K. och Moore, K.K., 2007. Release rates of ammonium-nitrogen, nitrate-nitrogen, phosphorus, potassium, magnesium, iron, and manganese from seven controlled-release fertilizers. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, [online] 38(7–8), s.843–850. <https://doi.org/10.1080/00103620701260946>.
- Burkina, V., Zlabek, V. och Zamaratskaia, G., 2015. *Effects of pharmaceuticals present in aquatic environment on Phase I metabolism in fish*. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, <https://doi.org/10.1016/j.etap.2015.07.016>.
- Cole, J.C., Smith, M.W., Penn, C.J., Cheary, B.S. och Conaghan, K.J., 2016. Nitrogen, phosphorus, calcium, and magnesium applied individually or as a slow release or controlled release fertilizer increase growth and yield and affect macronutrient and micronutrient concentration and content of field-grown tomato plants. *Scientia Horticulturae*, [online] 211, s.420–430. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2016.09.028>.
- Corominas, L., Foley, J., Guest, J.S., Hospido, A., Larsen, H.F., Morera, S. och Shaw, A., 2013. Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. *Water Research*, [online] 47(15), s.5480–5492. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.06.049>.

-
- Dahlgren, L., Strippel, H. och Oliveira, F., 2015. *Life cycle assessment - Comparative study of virgin fibre based packaging products with competing plastic materials - Number U 5052*. [online] Stockholm, Sweden. Tillgänglig vid: <<https://mb.cision.com/Public/66/9793092/91e3ca0bed1854cd.pdf>> [Åtkomstdatum 10 jan. 2022].
- Delre, A., Mønster, J. och Scheutz, C., 2017. Greenhouse gas emission quantification from wastewater treatment plants, using a tracer gas dispersion method. *Science of The Total Environment*, [online] 605–606, s.258–268. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.06.177>.
- EC-JRC, 2011. *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook-Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context, First edition, EUR 24571 EN*. Luxemburg.
- ecoinvent, 2022. *ecoinvent Database version 3.7.1*. [online] Tillgänglig vid: <<https://ecoinvent.org/>> [Åtkomstdatum 7 feb. 2022].
- Eekert, M. van, Weijma, J., Verdoes, N., de Buissonjé, F., Reitsma, B., van den Bulk, J. och van Gastel, J., 2012. *Explorative research on innovative nitrogen recovery*. Amersfoort, Netherlands.
- Elginöz, N., Atasoy, M., Finnveden, G. och Cetecioglu, Z., 2020. Ex-ante life cycle assessment of volatile fatty acid production from dairy wastewater. *Journal of Cleaner Production*, 269, s.122267. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122267>.
- Eliasson, G., 1995. Supernatant Treatment in Eslöv; Sweden - Results and experiences of ammoniastripping method 1993-1994. I: M. Valve, red. *Nitrogen Removal from Municipal Wastewater*. s.123–130.
- Energimyndigheten, 2021. *Energiläget 2021 - En översikt*. Eskilstuna, Sweden.
- EU 2019/1009. [online] Tillgänglig vid: <<https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2019/1009/oj>> [Åtkomstdatum 13 jan. 2022].
- European Commission, 2014. *COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE COUNCIL, THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS On the review of the list of critical raw materials for the EU and the implementation of the Raw Materials Initiative. /* COM/2014/0297 final */*. Tillgänglig vid: <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52014DC0297>> [Åtkomstdatum 21 jan. 2022].
- European Commission, 2017. *HORIZON 2020, WORK PROGRAMME 2016–2017, Part 20. Annex G, TRL-levels*. [online] Tillgänglig vid: <https://ec.europa.eu/research/participants/data/ref/h2020/other/wp/2016-2017/annexes/h2020-wp1617-annex-ga_en.pdf> [Åtkomstdatum 21 jan. 2022].
- European Commission - DRAFT, 2020. *COMMISSION DELEGATED REGULATION (EU) .../... of XXX amending Annexes II and IV to Regulation (EU) 2019/1009 of the European Parliament and of the Council for the purpose of adding precipitated phosphate salts and derivatives as a component material category in EU fertilising products*. Tillgänglig vid: <https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/12163-Fertilising-products-precipitated-phosphate-salts-and-derivates_en> [Åtkomstdatum 14 jan. 2022].
- European Commission - DRAFT, 2022. *COMMISSION DELEGATED REGULATION (EU) .../... of XXX amending Annexes II, III and IV to Regulation (EU) 2019/1009 of the European Parliament and of the Council for the purpose of adding high purity materials as a component material category in EU fertilising products*. Tillgänglig vid: <<https://circabc.europa.eu/ui/group/36ec94c7-575b-44dc-a6e9-4ace02907f2f/library/327caea7-5c38-4b38-b318-34d1dd697eco/details>> [Åtkomstdatum 14 mar. 2022].
-

Finlex, 2022. Finsk Lagen 17.6.2011/646, §5b.[online] Tillgänglig vid: <https://www.finlex.fi/sv/laki/ajantasa/2011/20110646> [Åtkomstdatum 14 jan. 2022]

Finnish Water Utilities Association, 2018. *Finnish industrial wastewater guide - Conveying non-domestic wastewater to sewers - Publication series no. 69 of the Finnish Water Utilities Association*. Helsinki, Finland.

Gell, K., Ruijter, F.J. d., Kuntke, P., Graaff, M. de och Smit, A.L., 2011. Safety and Effectiveness of Struvite from Black Water and Urine as a Phosphorus Fertilizer. *Journal of Agricultural Science*, 3(3), s.p67. <https://doi.org/10.5539/jas.v3n3p67>.

Gros, M., Ahrens, L., Levén, L., Koch, A., Dalahmeh, S., Ljung, E., Lundin, G., Jönsson, H., Eveborn, D. och Wiberg, K., 2020. Pharmaceuticals in source separated sanitation systems: Fecal sludge and blackwater treatment. *Science of the Total Environment*, [online] 703, s.135530. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135530>.

Guinée, J., 2001. *Handbook on life cycle assessment - Operational guide to the ISO standards*. *International Journal of Life Cycle Assessment*, <https://doi.org/10.1007/BF02978784>.

Gustavsson, D.J.I. och Tumlin, S., 2013. Carbon footprints of Scandinavian wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, [online] 68(4), s.887–893. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.318>.

Harder, R., Peters, G.M., Svanström, M., Khan, S.J. och Molander, S., 2017. Estimating human toxicity potential of land application of sewage sludge: the effect of modelling choices. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(5), s.731–743. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1182-x>.

Heimersson, S., Svanström, M. och Ekvall, T., 2019. Opportunities of consequential and attributional modelling in life cycle assessment of wastewater and sludge management. *Journal of Cleaner Production*, 222, s.242–251. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.248>.

Holmquist, H., 2020. *Chemical substitution with a life cycle perspective - The case of per- and polyfluoroalkyl substances in durable water repellents*. Chalmers University of Technology.

Huang, Q., Bu, Q., Zhong, W., Shi, K., Cao, Z. och Yu, G., 2018. Derivation of aquatic predicted no-effect concentration (PNEC) for ibuprofen and sulfamethoxazole based on various toxicity endpoints and the associated risks. *Chemosphere*, 193, s.223–229. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.029>.

Huijbregts, M.A.J., Steinmann, Z.J.N., Elshout, P.M.F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Zijp, M., Hollander, A. och van Zelm, R., 2017. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(2), s.138–147. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>.

Huygens, D. och Saveyn, H., 2021. *Technical proposals for by-products and high purity materials as component materials for EU Fertilising Products - Interim report*. [online] Tillgänglig vid: <https://phosphorusplatform.eu/images/download/JRC_3rd_ByProducts_report_14_6_21.pdf> [Åtkomstdatum 13 jan. 2022].

HVMFS 2019:25. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten.

IPCC, 2006. Chapter 6: Wastewater treatment and discharge. I: H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara och K. Tanabe, red. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. [online] Japan: IGES. Tillgänglig vid: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/5_Volume5/V5_6_Ch6_Wastewater.pdf> [Åtkomstdatum 10 nov. 2021].

IPCC, 2019. *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*.

Jansen, J. la C., Arvin, E., Henze, M. och Harremoës, P., 2019. *Wastewater Treatment - Biological and Chemical Treatment*. 4:e uppl. Copenhagen, Denmark: Polyteknisk Forlag.

Jordelit, 2021. *Ammonium Sulfat lösligt 25 kg*. [online] Tillgänglig vid: <<https://www.jordelit.se/vattenlosliga-godselmedel/1424-ammonium-sulfat-losligt-25-kg.html>> [Åtkomstdatum 11 dec. 2021].

Kemira, 2020. *About Water Treatment*. [online] Helsinki, Finland: Kemira Oyj. Tillgänglig vid: <<http://pages.kemira.com/rs/784-UGU-140/images/kemira-water-handbook-about-water-treatment-2020.pdf>> [Åtkomstdatum 13 jan. 2022].

Kern, J., Heinzmann, B., Markus, B., Kaufmann, A.-C., Soethe, N. och Engels, C., 2008. Recycling and Assessment of Struvite Phosphorus from Sewage Sludge. *Agricultural Engineering International: the CIGR Ejournal*, [online] X(Manuscript number CE 12 01). Tillgänglig vid: <<https://cigrjournal.org/index.php/Ejournal/article/view/1071/1053>> [Åtkomstdatum 14 jan. 2022].

Khodayari, R., 2021. *Tillförd energi - Energiföretagen Sverige*. [online] Tillgänglig vid: <<https://www.energiforetagen.se/statistik/fjarrvarmestatik/tillford-energi/>> [Åtkomstdatum 8 okt. 2021].

Kjerstadius, H., Bernstad Saraiva, A., Spångberg, J. och Davidsson, Å., 2017. Carbon footprint of urban source separation for nutrient recovery. *Journal of Environmental Management*, [online] 197, s.250–257. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.094>.

Kjerstadius, H., Davidsson, Å. och Jansen, J. la C., 2012. *Hållbara system för biogas från avlopp och matavfall (Sustainable systems for biogas production from sewage sludge and food waste) - SGC Rapport 2012:271*. [online] Malmö. Tillgänglig vid: <http://vav.griffel.net/filer/C_SGC_Rapport_271.pdf> [Åtkomstdatum 25 jan. 2022].

Konola, I., 2019. *Optimization and Quality Assessment of Fertilizers Based on Resource Recovery Technologies*. [online] Aalto University. Tillgänglig vid: <www.aalto.fi> [Åtkomstdatum 11 maj 2021].

Kosonen, H., Heinonen, M., Mikola, A., Haimi, H., Mulas, M., Corona, F. och Vahala, R., 2016. Nitrous Oxide Production at a Fully Covered Wastewater Treatment Plant: Results of a Long-Term Online Monitoring Campaign. *Environmental Science and Technology*, 50(11), s.5547–5554. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04466>.

Lantmännen, 2022. *Lantmännen och Yara först med att teckna kommersiellt avtal för fossilfri mineralgödsel*. [online] Tillgänglig vid: <<https://www.lantmannen.se/om-lantmannen/press-och-nyheter/pressmeddelanden/2022/lantmannen-och-yara-forst-med-att-teckna-kommersiellt-avtal-for-fossilfri-mineralgodsels/>> [Åtkomstdatum 18 jan. 2022].

Law, Y., Jacobsen, G.E., Smith, A.M., Yuan, Z. och Lant, P., 2013. Fossil organic carbon in wastewater and its fate in treatment plants. *Water Research*, [online] 47(14), s.5270–5281. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.06.002>.

Leván, L., Gros Calvo, M., Dalahmeh, S., Ljung, E., Lundin, G., Ahrens, L., Wiberg, K., Jönsson, H. och Eveborn, D., 2016. *Läkemedel i källsorterat klosettwater och latrin - behandling och risker - Rapport 54 Kretslopp & Avfall*. Uppsala.

Li, Y., Wang, J. och Geng, Y., 2009. Study on wet gas online flow rate measurement based on dual slotted orifice plate. *Flow Measurement and Instrumentation*, 20(4–5), s.168–173. <https://doi.org/10.1016/j.flowmeasinst.2009.04.002>.

-
- Liu, X., Wang, Y. och Chang, J., 2021. *A review on the incorporation and potential mechanism of heavy metals on the recovered struvite from wastewater*. *Water Research*, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117823>.
- Lundie, S., Peters, G.M. och Beavis, P.C., 2004. Life cycle assessment for sustainable metropolitan water systems planning. *Environmental Science and Technology*, 38(13), s.3465–3473. <https://doi.org/10.1021/es034206m>.
- McCartney, S.N., Watanabe, N.S. och Yip, N.Y., 2021. Emerging investigator series: Thermodynamic and energy analysis of nitrogen and phosphorous recovery from wastewaters. *Environmental Science: Water Research and Technology*, 7(11), s.2075–2088. <https://doi.org/10.1039/d1ew00554e>.
- Moosdorf, C., 2021. *PFAS i spildevandsslam – en foreløbig vejledende grænseværdi*. *Cirkulær Økonomi & Affald - J.nr. 2021-44955 - Ref. CASC*. Tillgänglig vid: <<https://mst.dk/media/228003/bilag-1-vejledende-graensevaerdi-for-pfas-i-spildevandsslam.pdf>> [Åtkomstdatum 8 mar. 2022].
- Naturvårdsverket, 2013. *Hållbar återföring av fosfor - Naturvårdsverkets redovisning av ett uppdrag från regeringen - Rapport 6580*. Bromma.
- Naturvårdsverket, 2021a. *Ammoniak, utsläpp till luft*. [online] Tillgänglig vid: <<https://www.naturvardsverket.se/data-och-statistik/luft/lufttrapportering/ammoniak-utslapp-luft/>> [Åtkomstdatum 8 dec. 2021].
- Naturvårdsverket, 2022b. *Sveriges klimatutsläpp 2020*. [online] Tillgänglig vid: <<https://www.naturvardsverket.se/data-och-statistik/klimat/vaxthusgaser-territoriella-utslapp-och-upptag>> [Åtkomstdatum 25 jan. 2022].
- Némethy, A., 2016. *Analyzing the process of struvite recovery with life cycle assessment - A case study*. SLU.
- NSVA, 2021. *Miljörapport 2020 - Öresundsverket, Helsingborgs kommun*. [online] Helsingborg. Tillgänglig vid: <<https://www.nsva.se/wp-content/uploads/2019/08/textdel-oresundsverket-2020.pdf>> [Åtkomstdatum 6 okt. 2021].
- Ortiz de García, S.A., Pinto Pinto, G., García-Encina, P.A. och Irusta-Mata, R., 2014. Ecotoxicity and environmental risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in aquatic environments and wastewater treatment plants. *Ecotoxicology*, 23(8), s.1517–1533. <https://doi.org/10.1007/s10646-014-1293-8>.
- Ostara, 2021. *Agriculture - Crystal Green*. [online] Tillgänglig vid: <<https://crystal-green.com/agriculture/>> [Åtkomstdatum 11 dec. 2021].
- Pradhan, S.K., Mikola, A., Heinonen-Tanski, H. och Vahala, R., 2019. Recovery of nitrogen and phosphorus from human urine using membrane and precipitation process. *Journal of Environmental Management*, 247, s.596–602. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.046>.
- Qiu, S., McComb, A.J., Bell, R.W. och Davis, J.A., 2005. Response of soil microbial activity to temperature, moisture, and litter leaching on a wetland transect during seasonal refilling. I: *Wetlands Ecology and Management*. [online] Springer.s.43–54. <https://doi.org/10.1007/s11273-003-3054-y>.
- Raymond, A.J., Kendall, A., DeJong, J.T., Kavazanjian, E., Woolley, M.A. och Martin, K.K., 2021. Life Cycle Sustainability Assessment of Fugitive Dust Control Methods. *Journal of Construction Engineering and Management*, 147(3), s.04020181. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)co.1943-7862.0001993](https://doi.org/10.1061/(asce)co.1943-7862.0001993).
- Remy, C. och Jossa, P., 2015. *Life Cycle Assessment of selected processes for P recovery from sewage sludge, sludge liquor, or ash - Deliverable D 9.2*. [online] Berlin. Tillgänglig vid: <<https://publications.kompetenz-wasser.de/pdf/Remy-2015-821.pdf>> [Åtkomstdatum 1 sep. 2021].
-

Righetto, I., Al-Juboori, R.A., Kaljunen, J.U. och Mikola, A., 2021a. Multipurpose treatment of landfill leachate using natural coagulants – Pretreatment for nutrient recovery and removal of heavy metals and micropollutants. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, [online] 9(3), s.105213. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105213>.

Righetto, I., Al-Juboori, R.A., Kaljunen, J.U. och Mikola, A., 2021b. Wastewater treatment with starch-based coagulants for nutrient recovery purposes: Testing on lab and pilot scales. *Journal of Environmental Management*, [online] 284, s.112021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112021>.

Rittel, H.W.J. och Webber, M.M., 1973. Dilemmas in a general theory of planning. *Policy Sciences*, 4(2), s.155–169. <https://doi.org/10.1007/BF01405730>.

Rodriguez-Garcia, G., Frison, N., Vázquez-Padín, J.R., Hospido, A., Garrido, J.M., Fatone, F., Bolzonella, D., Moreira, M.T. och Feijoo, G., 2014. Life cycle assessment of nutrient removal technologies for the treatment of anaerobic digestion supernatant and its integration in a wastewater treatment plant. *Science of the Total Environment*, [online] 490, s.871–879. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.077>.

Ruokavirasto, 2021. *Skadliga ämnen och hygien - Livsmedelsverket*. [online] Tillgänglig vid: <<https://www.ruokavirasto.fi/sv/vaxter/godselfabrikat-och-verksamhet-inom-godselbranschen/godselmedel-och-godselfabrikat/skadliga-amnen-och-hygien/>> [Åtkomstdatum 11 dec. 2021].

SCB, 2021. *Befolkningsstatistik i sammandrag 1960–2020*. [online] Tillgänglig vid: <<https://www.scb.se/hitta-statistik/statistik-efter-amne/befolkning/befolkningens-sammansattning/befolkningsstatistik>> [Åtkomstdatum 18 nov. 2021].

Schneider, A.G., Townsend-Small, A. och Rosso, D., 2015. Impact of direct greenhouse gas emissions on the carbon footprint of water reclamation processes employing nitrification-denitrification. *Science of the Total Environment*, [online] 505, s.1166–1173. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.060>.

SOU, 2021. *Vägen mot fossiloberoende jordbruk - Betänkande av Utredningen om fossiloberoende jordbruk*, SOU 2021:67. Stockholm.

Sphera, 2022. *GaBi Professional Database*. [online] Tillgänglig vid: <<https://gabi.sphera.com/nw-eu-danish/databases/gabi-databases/professional/>> [Åtkomstdatum 7 feb. 2022].

Stenström, F., Jansen, J. la C., Andersson Chan, A., Eliasson, M., Eriksson, Y., Marsteng, A.-K., Sehlén, R. och Thelin, G., 2017. *Rejektvattenbehandling – en kunskaps- sammanställning*, SVU rapport nr 2017-11. Bromma.

Svanström, M., Heimersson, S. och Harder, R., 2016. *Livscykelanalys av slamhantering med fosforåterföring - SVU-rapport nr 2016-13*. [online] Bromma. Tillgänglig vid: <https://www.svensktvatten.se/contentassets/fdb93e09013543e6a84df4e98289098/svu-rapport_2016-13.pdf>.

Svenskt Vatten, 2020. *Lustgasemissioner från ARV – en uppdaterad kunskaps-genomgång*. [online] Tillgänglig vid: <<https://www.svensktvatten.se/forskning/sa-jobbar-vi-med-forskning-svu/pagaende-svu-projekt2/lustgasemissioner-fran-arv--en-uppdaterad-kunskaps-genomgang/>> [Åtkomstdatum 18 jan. 2022].

Svenskt Vatten, 2021. *Tillsammans för en klimatneutral VA-bransch 2030*. [online] Tillgänglig vid: <<https://www.svensktvatten.se/medlemsservice/klimatneutral-va/>> [Åtkomstdatum 18 jan. 2022].

Swedish Standards Institute, 2006a. *Miljöledning - Livscykelanalys - Krav och vägledning (ISO 14044:2006)*. SIS Swedish Standards Institute, European Committee for Standardization, International Organization for Standardization.

Swedish Standards Institute, 2006b. *Miljöledning - Livscykelanalys - Principer och struktur (ISO 14040:2006)*.

Tseng, L.Y., Robinson, A.K., Zhang, X., Xu, X., Southon, J., Hamilton, A.J., Sobhani, R., Stenstrom, M.K. och Rosso, D., 2016. Identification of Preferential Paths of Fossil Carbon within Water Resource Recovery Facilities via Radiocarbon Analysis. *Environmental Science and Technology*, [online] 50(22), s.12166–12178. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02731>.

Tumlin, S., Gustavsson, D. och Bernstad Saraiva Schott, A., 2014. *Klimatpåverkan från avloppsreningsverk, SVU-rapport 2014-02*. [online] Sweden. Tillgänglig vid: <http://vav.griffel.net/filer/SVU-rapport_2014-02.pdf>.

UNIVPM, 2018. *ENERWATER - Standard method and online tool for assessing and improving the energy efficiency of waste water treatment plants - D4.5 ENERWATER Actual Energy Savings Evaluation Report - Ref. Ares(2018)5579092*. [online] Tillgänglig vid: <<https://cordis.europa.eu/project/id/649819/results>> [Åtkomstdatum 15 mar. 2022].

Uzkurt Kaljunen, J., Al-Juboori, R.A., Mikola, A., Righetto, I. och Konola, I., 2021. Newly developed membrane contactor-based N and P recovery process: Pilot-scale field experiments and cost analysis. *Journal of Cleaner Production*, 281, s.125288. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125288>.

Värmemarknadskommittén, 2021. *ÖVERENSKOMMELSE I VÄRMEMARKNADSKOMMITTÉN 2021*. [online] Tillgänglig vid: <<https://www.energiforetagen.se/globalassets/energiforetagen/statistik/fjarrvarme/miljovardering-av-fjarrvarme/hjalp-vid-berakning/vmk-overnskommelse-2021.pdf>> [Åtkomstdatum 13 okt. 2021].

Vasilaki, V., Massara, T.M., Stanchev, P., Fatone, F. och Katsou, E., 2019. A decade of nitrous oxide (N₂O) monitoring in full-scale wastewater treatment processes: A critical review. *Water Research*, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.022>.

VAV, 1981. *Rötning av kommunalt slam - Teknik med nya möjligheter - Publikation VAV P42*. Stockholm.

van Vliet, R., 2021. *PhD, Manager Business Development*, R.vanVliet@Nedmag.nl.

Xu, J., Wu, L., Chen, W. och Chang, A.C., 2010. Leaching potential of nonsteroidal anti-inflammatory drugs in soils. *Environmental Toxicology and Chemistry*, [online] 29(4), s.800–807. <https://doi.org/10.1002/etc.107>.

Yoshida, H., Christensen, T.H. och Scheutz, C., 2013. *Life cycle assessment of sewage sludge management: A review*. *Waste Management and Research*, <https://doi.org/10.1177/0734242X13504446>.

Zoca, S.M. och Penn, C., 2017. An Important Tool With No Instruction Manual: A Review of Gypsum Use in Agriculture. I: *Advances in Agronomy*. Academic Press Inc.s.1–44. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2017.03.001>.

Bilagor

Bilaga A Kvalitetsanalyser

Tabell A.1

Flytande prov
(ammoniumsulfat från
NPHarvest och inkommande
vatten), analys av Eurofins.

Ämne	Enhet	Ammonium- sulfat, pH 2	Ammonium- sulfat, pH 3,7	Svartvatten	Rejektvatten
Escherichia coli	MPN/100 ml	<1	<1	>242000	10200
Intestinala enterokocker	MPN/100 ml	<1	2	>242000	1322
Benso(a)pyren	µg/l	< 0,0030	< 0,0030	< 0,010	< 0,0030
Benso(b)fluoranten	µg/l	< 0,0030	< 0,0030	< 0,010	< 0,0030
Benso(g,h,i)perylene	µg/l	< 0,0030	< 0,0030	< 0,010	< 0,0030
Benso(k)fluoranten	µg/l	< 0,0030	< 0,0030	< 0,010	< 0,0030
Fluoranten	µg/l	< 0,0030	< 0,0030	< 0,010	0,0058
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	< 0,0030	< 0,0030	< 0,010	< 0,0030
Summa PAH	µg/l	< 0,0090	< 0,0090	< 0,030	0,013
PCB 28	µg/l	< 0,01	< 0,01	i,m,	< 0,04
PCB 52	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,2	< 0,01
PCB 101	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,2	< 0,01
PCB 118	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,2	< 0,01
PCB 138	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,2	< 0,01
PCB 153	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,2	< 0,01
PCB 180	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,2	< 0,01
Summa PCB7	µg/l	#	#	#	#
TOC	mg/l			1200	90
Ammoniumkväve (NH4-N)	mg/l	6700	4400	940	650
Fosfor P	mg/l			94	190
Total-kväve	mg/l	5700	4400	1400	760
Arsenik As (uppslutet)	mg/l	< 0,0020	< 0,0020	0,016	0,033
Barium Ba (uppslutet)	mg/l	< 0,010	< 0,010	0,034	< 0,010
Bly Pb (uppslutet)	mg/l	0,2	0,045	< 0,0050	< 0,0050
Kadmium Cd (uppslutet)	mg/l	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010
Kobolt Co (uppslutet)	mg/l	< 0,00050	< 0,00050	0,00095	0,0073
Koppar Cu (uppslutet)	mg/l	0,092	0,26	0,093	0,035
Krom Cr (uppslutet)	mg/l	0,008	0,011	< 0,0050	< 0,0050
Kvicksilver Hg (uppslutet)	mg/l	< 0,00010	< 0,00010	< 0,00010	< 0,00010
Nickel Ni (uppslutet)	mg/l	0,023	0,03	0,017	0,0082
Vanadin V (uppslutet)	mg/l	< 0,0020	< 0,0020	< 0,0020	< 0,0020
Zink Zn (uppslutet)	mg/l	4,5	2	0,44	0,023
Levonorgestrel	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Nonylfenol	µg/l	< 0,18	0,06	< 0,05	< 0,05
Noretisteron	µg/l	<0,20	<0,20	<2,0	<2,0
Salmonella	/l	Ej påvisad	Ej påvisad	Ej påvisad	Påvisad

Ämne	Enhet	Ammonium-sulfat, pH 2	Ammonium-sulfat, pH 3,7	Svartvatten	Rejektvatten
Fluconazole	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Irbesartan	µg/l	<0,10	<0,10	37	<1,0
Valsartan	µg/l	<0,10	<0,10	33	1,6
17-beta-östradiol	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
4:2 FTS(Fluortelomer sulfonat)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
4-Acetamidoantipyrene	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
4-Formylaminoantipyrene (Formyl-AAP)	µg/l	<0,20	<0,20	<2,0	<2,0
5-methylbenzotriazole	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	1,9
6:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)	ng/l	<1,0	3	<1,0	8,5
8:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Acetanilid	µg/l	<0,10	5	<1,0	<1,0
Acetylsulfamethoxazole	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Amiloride	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Amiodaron	µg/l	<0,20	<0,20	<2,0	<2,0
Amitriptyline	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Amlodipin	µg/l	<2,0	<2,0	<20	<20
Amoxicilline	µg/l	<1,0	<1,0	<10	<10
Ampicillin	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Atenolol	µg/l	<0,050	<0,050	4,1	<0,50
Atorvastatin	µg/l	<0,10	<0,10	34	<1,0
Azathioprine	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Azithromycin	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Beklometason	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Bendroflumetiazid	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Benzathine benzylpenicillin G	µg/l	<5,0	<5,0	<50	<50
Benzotriazole	µg/l	<0,40	<0,40	<4,0	<4,0
Benzylpenicillin	µg/l	<1,0	<1,0	<10	<10
Bezafibrat	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Bisoprolol (β-Adrenergika)	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Bromokriptin	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Budesonid	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Buspirone	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Cetirizine	µg/l	<0,050	<0,050	12	<0,50
Ciprofloxacin	µg/l	<0,50	<0,50	<5,0	<5,0
Citalopram	µg/l	<0,10	<0,10	1,9	<1,0
Clarithromycin	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Clenbuterol	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Clindamycin	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Clofibratsyra	µg/l	<0,50	<0,50	<5,0	<5,0
Clotrimazole	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Cloxacillin	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Cyklofosfamid	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Dapson	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Desloratadin	µg/l	<0,050	<0,050	2,1	<0,50

Ämne	Enhet	Ammonium-sulfat, pH 2	Ammonium-sulfat, pH 3,7	Svartvatten	Rejektvatten
Dexmedetomidine	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Diatrizoat (Amidotrizoat)	µg/l	<0,20	<0,20	<2,0	<2,0
Diklofenak	µg/l	<0,050	<0,050	1,6	1,2
Doxycyklin	µg/l	<0,20	<0,20	<2,0	<2,0
Enalapril	µg/l	<0,10	<0,10	4,2	<1,0
Enrofloxacin	µg/l	<0,20	<0,20	<2,0	<2,0
Entacapone	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Erytromycin	µg/l	<2,5	<2,5	<25	<25
EtFOSA (N-etylperfluoroktansulfonamid)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
EtFOSAA (N-etylperfluoroktansulfonamid-ättiksyra)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
EtFOSE (N-etylperfluoroktansulfonamid-etanol)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Ethinyl-Estradiole	µg/l	<0,010	<0,010	<0,10	<0,10
Febantel	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Felodipin	µg/l	<0,50	<0,50	<5,0	<5,0
Fenazon	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Fenbendazole	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Fexofenadin	µg/l	<0,10	<0,10	25	1,3
Flubendazol	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Fluoxetin	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Flutamide	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Fluvastatin	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Fluvoxamin	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
FOSAA (Perfluoroktansulfonamid-ättiksyra)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Furosemid	µg/l	<0,50	<0,50	13	<5,0
Gemfibrozil	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Glibenklamid	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
HPFHpA (7H-Perfluorheptansyra)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Hydroklortiazid	µg/l	<0,50	<0,50	28	<5,0
Hydrokortison	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Ibuprofen	µg/l	<0,50	<0,50	350	8,5
Ifosfamid	µg/l	<0,20	<0,20	<2,0	<2,0
Iopamidol	µg/l	<0,20	<0,20	<2,0	<2,0
Iopromide	µg/l	<0,20	<0,20	<2,0	<2,0
Ipratropium	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Irinotecan	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Ivermectine	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Karbamazepin	µg/l	<0,050	<0,050	14	1,2
Karvedilol	µg/l	<0,050	<0,050	<1,0	<0,50
Ketokonazol	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Ketoprofen	µg/l	<0,050	<0,050	41	<0,50
Klozapin	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Koffein	µg/l	<0,10	<0,10	280	<1,0

Ämne	Enhet	Ammonium-sulfat, pH 2	Ammonium-sulfat, pH 3,7	Svartvatten	Rejektvatten
Lamotrigine	µg/l	<0,050	<0,050	20	4,2
Legionella spp.	cfu/1000 ml	<25	<25	<25	<25
Levosimendan	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Lidocaine	µg/l	0,74	0,35	6,4	7,6
Loratadin	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Losartan	µg/l	<0,050	<0,050	28	3,6
Mebendazol	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
MeFOSA (N-metylperfluoroktansulfonamid)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
MeFOSAA (N-metylperfluoroktansulfonamid-ättiksyra)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
MeFOSE (N-metylperfluoroktansulfonamid-etanol)	ng/l	<1,0	<1,0	<20	<1,0
Meropenem	µg/l	<0,50	<0,50	<5,0	<5,0
Metaflumizone	µg/l	<0,1	<0,1	<1,0	<1,0
Methotrexate	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Metoprolol	µg/l	<0,050	<0,050	21	2,1
Metronidazole	µg/l	<0,20	<0,20	<2,0	<2,0
Metylprednisolon	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Mianserin	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Miconazole	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Mirtazapin	µg/l	<0,050	<0,050	6,9	<0,50
Mometasonfuroat	µg/l	<0,20	<0,20	<2,0	<2,0
Naproxen	µg/l	<0,10	<0,10	110	<1,0
N-Demethylerythromycin A	µg/l	<2,0	<2,0	<20	<20
Nelfinavir	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Nitenpyram	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Norfloxacin	µg/l	<0,50	<0,50	<5,0	<5,0
O-Desmethylvenlafaxine	µg/l	<0,05	<0,05	21	1,9
Ofloxacin	µg/l	<0,50	<0,50	<5,0	<5,0
Östriol	µg/l	<0,050	<0,050	12	<0,50
Östron	µg/l	<0,050	<0,050	0,93	<0,50
Oximetazolin	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Oxitetracyklin	µg/l	<0,50	<0,50	<5,0	<5,0
P37DMOA (Perfluor-3,7-dimetyloktansyra)	ng/l	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
Paracetamol	µg/l	<0,50	<0,50	48	<5,0
Paroxetin	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
PFBA (Perfluorbutansyra)	ng/l	<3,0	<3,0	<20	3,8
PFBS (Perfluorbutansulfonsyra)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	1,3
PFDA (Perfluordekansyra)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFDaA (Perfluordodekansyra)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFDoS (Perfluordodekansulfonat)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFDS (Perfluordekansulfonsyra)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFHpA (Perfluorheptansyra)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	3,2
PFHpS (Perfluorheptansulfonsyra)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0

Ämne	Enhet	Ammonium-sulfat, pH 2	Ammonium-sulfat, pH 3,7	Svartvatten	Rejektvatten
PFHxA (Perfluorhexansyra)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	7,7
PFHxDA (Perfluorhexadekansyra)	ng/l	<1,0	<1,0	<10	<1,0
PFHxS (Perfluorhexansulfonsyra)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	4,3
PFNA (Perfluornonansyra)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	1,5
PFNS (Perfluornonansulfonat)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFOA (Perfluoroktansyra)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	5,8
PFOS (Perfluoroktansulfonsyra)	ng/l	<1,0	<1,0	3,9	5,5
PFOSA (Perfluoroktansulfonamid)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFPeA (Perfluorpentansyra)	ng/l	<1,0	<1,0	<20	3,7
PFPeS (Perfluorpentansulfonat)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	7,9
PFTeDA (Perfluortetradekansyra)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFTrDA (Perfluortridekansyra)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFUdA (Perfluorundekansyra)	ng/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Piperacillin	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Prazikvantel	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Primidone	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Progesterone	µg/l	<0,020	<0,010	0,21	<0,10
Propafenone	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Propifenazon	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Propranolol	µg/l	<0,10	<0,10	2,7	<1,0
Pyrantel	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Quetiapine	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Raloxifen	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Ramipril	µg/l	<0,050	<0,050	0,51	<0,50
Risperidon	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Roxithromycin	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Salbutamol	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Salmeterol	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Sertraline and norsesertraline	µg/l	<0,050	<0,050	11	<0,50
Simvastatin	µg/l	<5,0	<5,0	<50	<50
Sotalol (β-Adrenergika)	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Sulfadiazin	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Sulfadimidin (Sulfamethazin)	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Sulfadoxin	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Sulfaguanidin	µg/l	<0,50	<0,50	<5,0	<5,0
Sulfamerazin	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Sulfamethizol	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Sulfametoxazol	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Sulfathiazol	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Summa PFAS	ng/l	ND	3	3,9	53
Summa PFAS SLV 11	ng/l	ND	3	3,9	45
Tamoxifen	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Terbutalin	µg/l	<0,10	<0,10	<1,0	<1,0
Testosteron	µg/l	<0,010	<0,010	<0,10	<0,10

Ämne	Enhet	Ammonium-sulfat, pH 2	Ammonium-sulfat, pH 3,7	Svartvatten	Rejektvatten
Tetraconazole	µg/l	<0,1	<0,1	<5,0	<1,0
Tetracyklin	µg/l	<0,10	<0,10	8,7	<1,0
Toremifene	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Tramadol	µg/l	<0,050	<0,050	6	<0,50
Triclocarban	µg/l	<0,40	<0,40	<4,0	<4,0
Trimetoprim	µg/l	<0,010	<0,010	<0,10	<0,10
Tylosin	µg/l	<0,20	<0,20	<2,0	<2,0
Venlafaxine	µg/l	<0,050	<0,050	3,2	<0,50
Verapamil	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Warfarin	µg/l	<0,050	<0,050	<0,50	<0,50
Xylometazolin	µg/l	<0,010	<0,010	0,62	<0,10

Ämne	Enhet	P-produkt Svartvattenförsök	P-produkt rejektvattenförsök
Dry Solid Matter	%	50,5	50,9
Volatile Solids	% TS	3,6	7,2
pH		9,9	8,1
Kalkverkan som CaO	% TS	56	53
4-Nonylfenol	mg/kg TS	< 0,20	< 0,20
PCB 28	mg/kg TS	< 0,00020	< 0,00020
PCB 52	mg/kg TS	< 0,00020	< 0,00020
PCB 101	mg/kg TS	< 0,00020	0,00023
PCB 118	mg/kg TS	< 0,00020	< 0,00020
PCB 153	mg/kg TS	< 0,00020	0,00037
PCB 138	mg/kg TS	< 0,00020	0,0003
PCB 180	mg/kg TS	< 0,00020	0,00021
Sum PCB (7st)	mg/kg TS	<0,00070	0,0014
Fluoranten	mg/kg TS	< 0,012	< 0,012
Benso(b)fluoranten	mg/kg TS	< 0,012	< 0,012
Benso(k)fluoranten	mg/kg TS	< 0,012	< 0,012
Benso(a)pyren	mg/kg TS	< 0,012	< 0,012
Benso(g,h,i)perylen	mg/kg TS	< 0,012	< 0,012
Indeno(1,2,3-cd)pyren	mg/kg TS	< 0,012	< 0,012
S:a PAH (6st)	mg/kg TS	<0,036	<0,036
Kväve Kjeldahl	mg/kg	590	1500
Kväve Kjeldahl	% TS	0,12	0,29
Ammoniumkväve (NH ₄ -N)	mg/kg	210	170
Ammoniumkväve	% TS	0,042	0,033
Salmonella	/25 g	Ej påvisad	Ej påvisad
Enterokocker	cfu/g	<100	<100
Enterokocker	log cfu/g	<2,0	<2,0
Escherichia coli	cfu/g	<10	<10
Escherichia coli	log cfu/g	< 1,0	<1,0
Bly Pb	mg/kg TS	0,6	1,3
Fosfor P	mg/kg TS	5000	17000
Kadmium Cd	mg/kg TS	0,11	0,18
Koppar Cu	mg/kg TS		10
Koppar Cu	mg/kg TS	0,67	
Krom Cr	mg/kg TS	1,1	2
Kvicksilver Hg	mg/kg TS	< 0,047	< 0,052
Nickel Ni	mg/kg TS	5,4	6,7
Zink Zn	mg/kg TS	< 19	21
PFBA (Perfluorbutansyra)	µg/kg TS	<0,12	<0,13
PFPa (Perfluorpentansyra)	µg/kg TS	<0,12	<0,13
PFHxA (Perfluorhexansyra)	µg/kg TS	<0,12	<0,13
PFHpA (Perfluorheptansyra)	µg/kg TS	<0,12	<0,13
PFOA (Perfluoroktansyra)	µg/kg TS	<0,057	<0,065
PFNA (Perfluornonansyra)	µg/kg TS	<0,12	<0,13

Tabell A.2

Fosforprodukten från
NPHarvest, analys av
Eurofins.

Ämne	Enhet	P-produkt Svartvattenförsök	P-produkt rejektvattenförsök
PFDA (Perfluordekansyra)	µg/kg TS	<0,12	<0,13
PFUdA (Perfluorundekansyra)	µg/kg TS	<0,12	<0,13
PFDoA (Perfluordodekansyra)	µg/kg TS	<0,12	<0,13
PFTeDA (Perfluortetradekansyra)	µg/kg TS	<0,12	<0,13
HPFHpA (7H-Perfluorheptansyra)	µg/kg TS	<0,12	<0,13
P37DMOA (Perfluor-3,7-dimetyloktansyra)	µg/kg TS	<0,57	<0,65
PFBS (Perfluorbutansulfonsyra)	µg/kg TS	<0,12	<0,13
PFHxS (Perfluorhexansulfonsyra)	µg/kg TS	<0,12	<0,13
PFHpS (Perfluorheptansulfonsyra)	µg/kg TS	<0,12	<0,13
PFOS (Perfluoroktansulfonsyra)	µg/kg TS	<0,057	0,32
PFDS (Perfluordekansulfonsyra)	µg/kg TS	<0,12	<0,13
4:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)	µg/kg TS	<0,12	<0,13
6:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)	µg/kg TS	<0,12	0,15
8:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)	µg/kg TS	<0,12	<0,13
PFOSA (Perfluoroktansulfonamid)	µg/kg TS	<0,12	<0,13
Summa PFAS	µg/kg TS	<2,3	3,2
Kol C	% TS	11,6	10,4
TIC, totalt oorganiskt kol	% TS	10,7	8,6
TOC	% TS	0,8	1,8
Candesartan	mg/kg TS	<0,01	<0,01
Eprosartan	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Fluconazole	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Gabapentin	mg/kg TS	<0,01	<0,01
Irbesartan	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Nebivolol	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Valsartan	mg/kg TS	0,053	<0,002
17-beta-östradiol	mg/kg TS	<0,002	<0,002
4,4'-Diaminodiphenylsulfon (DDS)	mg/kg TS	<0,01	<0,01
4-Acetamidoantipyrine	mg/kg TS	<0,01	<0,01
4-Demethyltrimethoprim	mg/kg TS	<0,002	<0,002
4-Formylaminoantipyrine (Formyl-AAP)	mg/kg TS	<0,01	<0,01
5-methylbenzotriazole	mg/kg TS	<0,01	<0,01
Acetanilid	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Acetylsalisylsyra	mg/kg TS	1,3	<0,01
Acetylsulfamethoxazole	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Amiloride	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Amiodaron	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Amisulpride	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Amitriptyline	mg/kg TS	<0,002	0,007
Amoxicilline	mg/kg TS	<0,02	<0,02
Ampicillin	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Atenolol	mg/kg TS	<0,002	<0,002

Ämne	Enhet	P-produkt Svartvattenförsök	P-produkt rejektvattenförsök
Azathioprine	mg/kg TS	<0,01	<0,01
Azithromycin	mg/kg TS	<0,01	<0,01
Beklometason	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Bendroflumetiazid	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Benzathine benzylpenicillin G	mg/kg TS	<0,1	<0,01
Benzotriazole	mg/kg TS	<0,005	<0,005
Benzylpenicillin	mg/kg TS	<0,02	<0,02
Bezafibrat	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Bisoprolol (β-Adrenergika)	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Bromokriptin	mg/kg TS	<0,01	<0,01
Budesonid	mg/kg TS	<0,01	<0,01
Buspirone	mg/kg TS	<0,01	<0,01
Carprofen	mg/kg TS	<0,01	<0,01
Cetirizine	mg/kg TS	0,061	0,029
Ciprofloxacin	mg/kg TS	0,025	0,03
Citalopram	mg/kg TS	0,006	0,004
Clarithromycin	mg/kg TS	<0,01	<0,01
Clenbuterol	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Clindamycin	mg/kg TS	<0,002	<0,005
Clofibratsyra	mg/kg TS	<0,01	<0,01
Clotrimazole	mg/kg TS	<0,002	0,012
Cloxacillin	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Cyklofosfamid	mg/kg TS	<0,006	<0,006
Diatrizoat (Amidotrizoat)	mg/kg TS	<0,01	<0,01
Diklofenak	mg/kg TS	0,004	0,005
Dimetridazole	mg/kg TS	<0,01	<0,01
Doxorubicin	mg/kg TS	<0,01	<0,01
Doxycyklin	mg/kg TS	0,025	0,029
Enamectin B1A benzoate	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Enamectin B1B benzoate	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Enalapril	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Enrofloxacin	mg/kg TS	<0,01	<0,01
Entacapone	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Erytromycin	mg/kg TS	<0,01	<0,01
EtFOSA (N-etylperfluoroktansulfonamid)	µg/kg TS	<0,23	<0,26
EtFOSAA (N-etylperfluoroktansulfonamid- ättiksyra)	µg/kg TS	<0,12	0,22
EtFOSE (N-etylperfluoroktansulfonamid- etanol)	µg/kg TS	<0,12	<0,13
Ethinyl-Estradiole	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Febantel	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Felodipin	mg/kg TS	0,042	0,039

Ämne	Enhet	P-produkt Svartvattenförsök	P-produkt rejektvattenförsök
Fenazon	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Fenbendazole	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Fenofibric acid	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Fexofenadin	mg/kg TS	0,2	0,033
Florfenicol	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Flubendazol	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Flukloxacillin	mg/kg TS	<0,01	<0,01
Fluoxetin	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Flutamide	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Fluticasone propionate	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Fluvastatin	mg/kg TS	<0,1	<0,1
Fluvoxamin	mg/kg TS	<0,002	<0,002
FOSAA (Perfluoroktansulfonamid-ättiksyra)	µg/kg TS	<0,12	<0,13
Furosemid	mg/kg TS	0,042	<0,02
Gemfibrozil	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Glibenklamid	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Hydroklortiazid	mg/kg TS	<0,01	<0,01
Hydrokortison	mg/kg TS	<0,005	<0,002
Ibuprofen	mg/kg TS	0,14	<0,02
Ifosfamid	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Iopamidol	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Iopromide	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Ipratropium	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Ivermectine	mg/kg TS	<0,02	<0,02
Karbamazepin	mg/kg TS	0,023	0,01
Karvedilol	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Ketoconazole	mg/kg TS	<0,002	0,029
Ketoprofen	mg/kg TS	0,005	<0,002
Koffein	mg/kg TS	0,037	<0,004
Lamotrigine	mg/kg TS	0,011	0,016
Levonorgestrel	mg/kg TS	<0,01	<0,01
Lidocaine	mg/kg TS	<0,01	<0,01
Loratadin	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Losartan	mg/kg TS	0,048	0,014
Mebendazol	mg/kg TS	0,004	<0,002
MeFOSA (N-metylperfluoroktansulfonamid)	µg/kg TS	<0,23	<0,26
MeFOSAA (N-metylperfluoroktansulfonamid-ättiksyra)	µg/kg TS	<0,12	0,17
MeFOSE (N-metylperfluoroktansulfonamid-etanol)	µg/kg TS	<0,12	<0,13
Methotrexate	mg/kg TS	<0,002	<0,002

Ämne	Enhet	P-produkt Svartvattenförsök	P-produkt rejektvattenförsök
Metoprolol	mg/kg TS	0,052	0,003
Metronidazole	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Metylprednisolon	mg/kg TS	<0,02	<0,01
Mianserin	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Miconazole	mg/kg TS	<0,002	0,014
Mometasonfuroat	mg/kg TS	<0,01	<0,01
Moxifloxacin	mg/kg TS	<0,02	<0,02
Naproxen	mg/kg TS	<0,01	<0,01
N-Demethylethromycin A	mg/kg TS	<0,02	<0,02
Nelfinavir	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Nitenpyram	mg/kg TS	<0,01	<0,01
Noretisteron	mg/kg TS	<0,006	<0,006
Norfloxacin	mg/kg TS	<0,02	<0,02
Ofloxacin	mg/kg TS	<0,02	<0,02
Östriol	mg/kg TS	<0,01	<0,01
Östron	mg/kg TS	0,005	<0,002
Oxcarbazepine	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Oximetazolin	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Oxitetracyklin	mg/kg TS	<0,005	<0,005
Oxolin syra	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Paracetamol	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Paroxetin	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Pentoxifylin	mg/kg TS	<0,002	<0,002
PFTrDA (Perfluortridekansyra)	µg/kg TS	<0,12	<0,13
Piperacillin	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Pivmecillinam	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Prazikvantel	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Primidone	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Progesterone	mg/kg TS	0,006	<0,002
Propafenone	mg/kg TS	<0,005	<0,005
Propifenazon	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Propranolol	mg/kg TS	0,011	0,005
Pyrantel	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Raloxifen	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Ramipril	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Rosuvastatin	mg/kg TS	0,012	<0,002
Roxithromycin	mg/kg TS	<0,004	<0,004
Salbutamol	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Salmeterol	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Sertraline and norsertraline	mg/kg TS	0,072	0,11
Simvastatin	mg/kg TS	<0,2	<0,2
Sotalol (β-Adrenergika)	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Sulfadiazin	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Sulfadimidin (Sulfamethazin)	mg/kg TS	<0,01	<0,01

Ämne	Enhet	P-produkt Svartvattenförsök	P-produkt rejektvattenförsök
Sulfadoxin	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Sulfaguanidin	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Sulfamerazin	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Sulfamethizol	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Sulfametoxazol	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Sulfathiazol	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Tamoxifen	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Terbutalin	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Testosteron	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Tetracyklin	mg/kg TS	0,9	0,37
Tiamulin	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Toremifene	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Tramadol	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Triclocarban	mg/kg TS	<0,002	<0,01
Trimetoprim	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Tylosin	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Venlafaxine	mg/kg TS	0,004	<0,002
Verapamil	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Warfarin	mg/kg TS	<0,002	<0,002
Xylometazolin	mg/kg TS	<0,002	<0,002

Analys	Resultat	Enhet
Provberedning krossning, malning	1.0	
Torrsubstans	35.7	%
Glödförlust	16.4	% Ts
pH	8.9	
Kalkverkan som CaO	26	% Ts
4-Nonylfenol	< 0.28	mg/kg Ts
PCB 28	< 0.00028	mg/kg Ts
PCB 52	< 0.00028	mg/kg Ts
PCB 101	< 0.00028	mg/kg Ts
PCB 118	< 0.00028	mg/kg Ts
PCB 153	< 0.00028	mg/kg Ts
PCB 138	< 0.00028	mg/kg Ts
PCB 180	< 0.00028	mg/kg Ts
S:a PCB (7st)	<0.00098	mg/kg Ts
Fluoranten	< 0.017	mg/kg Ts
Benso(b)fluoranten	< 0.017	mg/kg Ts
Benso(k)fluoranten	< 0.017	mg/kg Ts
Benso(a)pyren	< 0.017	mg/kg Ts
Benso(g,h,i)perylene	< 0.017	mg/kg Ts
Indeno(1,2,3-cd)pyren	< 0.017	mg/kg Ts
S:a PAH (6st)	<0.051	mg/kg Ts
Kväve Kjeldahl	37000	mg/kg
Kväve Kjeldahl	10	% Ts
Ammoniumkväve (NH ₄ -N)	35000	mg/kg
Ammoniumkväve	9.8	% Ts
Bly Pb	1.1	mg/kg Ts
Fosfor P	200000	mg/kg Ts
Kadmium Cd	< 0.16	mg/kg Ts
Koppar Cu	10	mg/kg Ts
Krom Cr	< 0.80	mg/kg Ts
Kvicksilver Hg	< 0.080	mg/kg Ts
Nickel Ni	0.83	mg/kg Ts
Zink Zn	< 16	mg/kg Ts
PFBA (Perfluorbutansyra)	<0.17	µg/kg Ts
PFPeA (Perfluorpentansyra)	<0.17	µg/kg Ts
PFHxA (Perfluorhexansyra)	<0.17	µg/kg Ts
PFHpA (Perfluorheptansyra)	<0.17	µg/kg Ts
PFOA (Perfluoroktansyra)	<0.083	µg/kg Ts
PFNA (Perfluornonansyra)	<0.17	µg/kg Ts
PFDA (Perfluordekansyra)	<0.17	µg/kg Ts
PFUdA (Perfluorundekansyra)	<0.17	µg/kg Ts
PFDaA (Perfluordodekansyra)	<0.17	µg/kg Ts
PFTeDA (Perfluortetradekansyra)	<0.17	µg/kg Ts
PFHxDA (Perfluorhexadekansyra)	<0.83	µg/kg Ts

Tabell A.3

Struvit från eco:P, analys av Eurofins

Analys	Resultat	Enhet
HPFHpA (7H-Perfluorheptansyra)	<0.17	µg/kg Ts
P37DMOA (Perfluor-3,7-dimetyloktansyra)	<0.83	µg/kg Ts
PFBS (Perfluorbutansulfonsyra)	<0.17	µg/kg Ts
PFHxS (Perfluorhexansulfonsyra)	<0.17	µg/kg Ts
PFHpS (Perfluorheptansulfonsyra)	<0.17	µg/kg Ts
PFOS (Perfluoroktansulfonsyra)	<0.083	µg/kg Ts
PFDS (Perfluordekansulfonsyra)	<0.17	µg/kg Ts
4:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)	<0.17	µg/kg Ts
6:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)	<0.17	µg/kg Ts
8:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)	<0.17	µg/kg Ts
PFOSA (Perfluoroktansulfonamid)	<0.17	µg/kg Ts
Summa PFAS	<3.3	µg/kg Ts
Kol C	1.8	% Ts
TIC, totalt oorganiskt kol	< 0.1	% Ts
TOC	1.6	% Ts
EtFOSA (N-etylperfluoroktansulfonamid)	<0.33	µg/kg Ts
EtFOSAA (N-etylperfluoroktansulfonamid-ättiksyra)	<0.17	µg/kg Ts
EtFOSE (N-etylperfluoroktansulfonamid-etanol)	<0.17	µg/kg Ts
FOSAA (Perfluoroktansulfonamid-ättiksyra)	<0.17	µg/kg Ts
MeFOSA (N-metylperfluoroktansulfonamid)	<0.33	µg/kg Ts
MeFOSAA (N-metylperfluoroktansulfonamid-ättiksyra)	<0.17	µg/kg Ts
MeFOSE (N-metylperfluoroktansulfonamid-etanol)	<0.17	µg/kg Ts
PFTTrDA (Perfluortridekansyra)	<0.17	µg/kg Ts

Analys	Resultat	Enhet
Provberedning krossning, malning	1.0	
Torrsubstans	99.7	%
Glödförlust	99.8	% Ts
pH	2.0	
Kalkverkan som CaO	<1.0	% Ts
4-Nonylfenol	< 0.10	mg/kg Ts
PCB 28	< 0.00010	mg/kg Ts
PCB 52	< 0.00010	mg/kg Ts
PCB 101	< 0.00010	mg/kg Ts
PCB 118	< 0.00010	mg/kg Ts
PCB 153	< 0.00010	mg/kg Ts
PCB 138	< 0.00010	mg/kg Ts
PCB 180	< 0.00010	mg/kg Ts
S:a PCB (7st)	<0.00036	mg/kg Ts
Fluoranten	< 0.0060	mg/kg Ts
Benso(b)fluoranten	< 0.0060	mg/kg Ts
Benso(k)fluoranten	< 0.0060	mg/kg Ts
Benso(a)pyren	< 0.0060	mg/kg Ts
Benso(g,h,i)perylene	< 0.0060	mg/kg Ts
Indeno(1,2,3-cd)pyren	< 0.0060	mg/kg Ts
S:a PAH (6st)	<0.019	mg/kg Ts
Kväve Kjeldahl	190000	mg/kg
Kväve Kjeldahl	19	% Ts
Ammoniumkväve (NH ₄ -N)	190000	mg/kg
Ammoniumkväve	19	% Ts
Bly Pb	6.5	mg/kg Ts
Fosfor P	200	mg/kg Ts
Kadmium Cd	< 0.091	mg/kg Ts
Koppar Cu	20	mg/kg Ts
Krom Cr	5.2	mg/kg Ts
Kvicksilver Hg	< 0.046	mg/kg Ts
Nickel Ni	2.9	mg/kg Ts
Zink Zn	56	mg/kg Ts
PFBA (Perfluorbutansyra)	<1.0	µg/kg
PFPeA (Perfluorpentansyra)	<1.0	µg/kg
PFHxA (Perfluorhexansyra)	<1.0	µg/kg
PFHpA (Perfluorheptansyra)	<1.0	µg/kg
PFOA (Perfluoroktansyra)	<1.0	µg/kg
PFNA (Perfluornonansyra)	<1.0	µg/kg
PFDA (Perfluordekansyra)	<1.0	µg/kg
PFUdA (Perfluorundekansyra)	<1.0	µg/kg
PFDoA (Perfluordodekansyra)	<1.0	µg/kg
PFTeDA (Perfluortetradekansyra)	<1.0	µg/kg
PFHxDA (Perfluorhexadekansyra)	<1.0	µg/kg

Tabell A.4
Ammoniumsulfat från
eco:N, analys av Eurofins.

Analys	Resultat	Enhet
HPFHpA (7H-Perfluorheptansyra)	<1.0	µg/kg
P37DMOA (Perfluor-3,7-dimetyloktansyra)	<1.0	µg/kg
PFBS (Perfluorbutansulfonsyra)	<1.0	µg/kg
PFHxS (Perfluorhexansulfonsyra)	<1.0	µg/kg
PFHpS (Perfluorheptansulfonsyra)	<1.0	µg/kg
PFOS (Perfluoroktansulfonsyra)	<1.0	µg/kg
PFDS (Perfluordekansulfonsyra)	<1.0	µg/kg
4:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)	<1.0	µg/kg
6:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)	<1.0	µg/kg
8:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)	<1.0	µg/kg
PFOSA (Perfluoroktansulfonamid)	<1.0	µg/kg
Summa PFAS	<15.0	µg/kg
Kol C	0.1	% Ts
TIC, totalt oorganiskt kol	< 0.1	% Ts
TOC	< 0.2	% Ts
EtFOSA (N-etylperfluoroktansulfonamid)	<1.0	µg/kg
EtFOSAA (N-etylperfluoroktansulfonamid-ättiksyra)	<1.0	µg/kg
EtFOSE (N-etylperfluoroktansulfonamid-etanol)	<1.0	µg/kg
FOSAA (Perfluoroktansulfonamid-ättiksyra)	<1.0	µg/kg
MeFOSA (N-metylperfluoroktansulfonamid)	<1.0	µg/kg
MeFOSAA (N-metylperfluoroktansulfonamid-ättiksyra)	<1.0	µg/kg
MeFOSE (N-metylperfluoroktansulfonamid-etanol)	<1.0	µg/kg
PFTTrDA (Perfluortridekansyra)	<1.0	µg/kg

Bilaga B Indata LCA-modeller

Parameter	Processnamn	Databas	Referens-år	Data giltig t.o.m.
Kalciumhydroxid	DE: Calcium hydroxide (Ca(OH) ₂ ; dry; slaked lime) (EN15804 A1-A3)	GaBi	2020	2023
Natriumhydroxid	EU-28: Sodium hydroxide mix (50%)	GaBi	2020	2023
Svavelsyra	EU-28: Sulphuric acid (96%)	GaBi	2020	2023
Svensk elmix	SE: electricity grid mix	GaBi	2017	2023
Förbränning av skogsflis	SE: Heat and power co-generation, wood chips, 6667 kW, state-of-the-art 2014	ecoinvent	2010	2020
Kvävegödsel	EU-28: Ammonium nitrate (AN, 33.5% N)	GaBi	2020	2023
Fosforgödsel	EU-28: Triple superphosphate (TSP, 46% P ₂ O ₅)	GaBi	2020	2023
Järnklorid	CH: iron (III) chloride production, product in 40% solution state	ecoinvent	1995	2020

Tabell B.1

Giltighetstider för data för utvalda processer. Dataset från databaserna GaBi Professional version 10.6 (Sphera, 2022) eller ecoinvent version 3.7.1 (ecoinvent, 2022).

Miljöpåverkanskategori	Enhet	Metod	
Midpoint-nivå			
Klimatpåverkan (GWP100)	kg CO ₂ -ekv.	IPCC AR5	
Övergödning (EP)	kg PO ₄ -ekv.	CML 2001 – Aug. 2016	
Försurning (AP)	kg SO ₂ -ekv.	CML 2001 – Aug. 2016	
Ekotoxicitet (ETP)	CTUe	USEtox 2.12	
Humantoxicitet (HTP) cancer + ej cancer	CTUh	USEtox 2.12	
Förbrukning av icke-fossila resurser (ADP elements)	kg Sb-ekv.	CML 2001 – Aug. 2016	
Primärenergianvändning	MJ	---	
Endpoint-nivå			
Klimatförändring, akvatiska ekosystem	Arter · år	ReCiPe 2016 v 1.1 Endpoint (H)	
Klimatförändring, terrestra ekosystem			
Färskvattenkonsumtion, akvatiska ekosystem			
Färskvattenkonsumtion, terrestra ekosystem			
Färskvattens-ekotoxicitet			
Färskvattensövergödning			
Markanvändning			
Marin ekotoxicitet			
Marin övergödning			
Fotokemisk bildning av marknära ozon			
Terrester försurning			
Terrester ekotoxicitet			
Klimatförändring, Mänsklig hälsa	DALY ^[1]		
Bildning av små partiklar			
Färskvattens-konsumtion			
Humantoxicitet, cancer			
Humantoxicitet, icke-cancer			
Joniserande strålning			
Fotokemisk bildning av marknära ozon			
Stratosfärisk ozonreduktion			
Fossilförbrukning			\$
Metallförbrukning			

[1]: DALY = "Disability adjusted life years", funktionsjusterade levnadsår, det vill säga ett mått på sjukdomsburden på populationsnivå.

Tabell B.2

Valda miljöpåverkanskategorier på midpoint- och endpoint-nivå samt respektive enheter och metoder för bedömning.

Kemikalier	Producent/ Leverantör	Produktionsplats	Distans (km)
Kalciumhydroxid	Nordkalk	Landskrona	30
Svavelsyra	Brenntag	Vejle, Danmark	300
Magnesiumklorid	Brenntag	Vejle, Danmark	300
Natriumhydroxid	Brenntag	Europa/Tyskland (Kalmar)	300 ^[1]
Citronsyra	Brenntag	Vejle, Danmark	300

[1] Distansen representerar avståndet med lastbil från Kalmar till Helsingborg.

Tabell B.3

Sammanställning av ingående kemikalier med antagen producent och produktionsplats.

Energikälla	SE: Electricity grid mix, Sphera	FI: Electricity grid mix, Sphera	EU-28: Electricity grid mix, Sphera	Svensk elmix ^[1]
Kärnkraft	40,00	33,49	25,30	39
Vattenkraft	39,67	22,01	10,12	39
Vindkraft	10,72	7,14	11,05	12
Biomassa	6,24	16,22		
Stenkol		8,73	10,76	
Naturgas		4,92	20,21	
Brunkol			9,36	
Torv		4,13		
Kraftvärme etc.				10
Övrigt	3,37	3,36	13,2	0

[1]: (Energimyndigheten, 2021)

Tabell B.4

Sammanställning av energikällor för svensk, finsk och europeisk elmix. Källor <4 % har sammanfattats under "Övrigt". Samtliga värden är angivna i %. Dataset från databasen GaBi Professional version 10.6 (Sphera, 2022) om inget annat anges.

Värmekälla	Helsingborg ^[1]	Svensk mix ^[2]	Dataset
Avfall	36	25	SE: Heat, from municipal waste incineration to generic market for heat district or industrial, other than natural gas; ecoinvent v. 3.7.1
Avfallsgas (från stålindustrin)	0	2,1	Restenergi utan utsläpp ^[3]
Biobränslen	4	41,3	SE: heat and power co-generation, wood chips, 6667 kW, state-of-the-art 2014; ecoinvent v. 3.7.1
Elpanna	0	0,6	SE: Electricity grid mix Sphera
Fossila bränslen	0	0,8	SE: Thermal energy from heavy fuel oil (HFO) Sphera
Hjälpe	2	2,8	SE: Electricity grid mix Sphera
Rökgaskondensering	9	11,1	Restenergi utan utsläpp ^[3]
Spillvärme	34	8,3	Restenergi utan utsläpp ^[3]
Torv	0	0,9	SE: Thermal energy from heavy fuel oil (HFO) Sphera
Värmepumpar	10	7,2	CH: heat production, at heat pump 30kW, allocation exergy; ecoinvent 3.7.1
Köpt fjärrvärme från annat företag	3	0	Exkluderad; kvarvarande källor uppskalade
Övrigt	2		Exkluderad; kvarvarande källor uppskalade

[1]: (se länkat exceldokument på Khodayari, 2021), [2]: (Khodayari, 2021), [3]: (Värmemarknadskommittén, 2020)

Tabell B.5

Sammanställning av värmekällor för lokal (Helsingborg) och nationell (svensk) fjärrvärmemix. Dessutom anges vilket dataset från ecoinvent (ecoinvent, 2022) eller GaBi Professional (Sphera, 2022) som används för modellering. För den lokala värmemixen (Helsingborg) sammanfattas källor <2 % under "Övrigt". Samtliga värden är angivna i %. SE = Sverige, CH = Schweiz.

Parameter	Process	Databas
Kemikalier		
Kalciumhydroxid	DE: Calcium hydroxide (Ca(OH) ₂ ; dry slaked lime) (EN15804 A1-A3) Sphera	GaBi
Svavelsyra	EU-28: Sulphuric acid (96 %) Sphera	GaBi
Magnesiumklorid	EU-28: Sodium Chloride (rock salt) Sphera	GaBi
Natriumhydroxid	EU-28: Sodium hydroxide mix (50 %) Sphera	GaBi
Citronsyra	RER: citric acid production ecoinvent 3.7.1	ecoinvent
Energi		
Elmix	SE: Electricity grid mix Sphera	GaBi
Skapad värmemix (se tabell B.5)	SE: Heat, from municipal waste incineration to generic market for heat district or industrial, other than natural gas ecoinvent 3.7.1	ecoinvent
	SE: Heat and power co-generation, wood chips, 6667 kW, state-of-the-art 2014 ecoinvent 3.7.1	ecoinvent
	CH: Heat production, at heat pump 30kW, allocation exergy ecoinvent 3.7.1	ecoinvent
	SE: Electricity grid mix Sphera	GaBi
	SE: Thermal energy from heavy fuel oil (HFO) Sphera	GaBi
Förbrukningsvaror		
Membran	DE: Polytetrafluoroethylene granulate (PTFE) Mix TS	GaBi
	RER: Extrusion, plastic film	GaBi
	Gore-tex membrane (2016) <u-so>	---[1]
Filter	RER: Polypropylene film (PP) PlasticsEurope	GaBi
Transporter		
Transportkapacitet	EU-28: Transport, truck (26t total cap., 17,3 t payload) (A4) Sphera	GaBi
Mineralgödsel		
TSP	EU-28: Triple superphosphate (TSP, 46 % P ₂ O ₅) Fertilisers Europe	GaBi
AN	EU-28: Ammonium nitrate (AN, 33.5 % N) Fertilisers Europe	GaBi
Substituerade produkter		
Järnklorid	CH: iron (III) chloride production, product in 40 % solution state ecoinvent 3.7.1	ecoinvent
Elmix	SE: Electricity grid mix Sphera	GaBi

[1]: Process i GaBi skapad av Homquist (2020).

Tabell B.6

Samanställning av de dataset som använts för att modellera respektive parameter. Dataset från databaserna GaBi Professional version 10.6 (Sphera, 2022) eller ecoinvent version 3.7.1 (ecoinvent, 2022) om inget annat anges. CH = Schweiz, DE = Tyskland, EU-28 = europeiskt medel, RER = Europa, SE = Sverige.

Parameter	Namn på process	Databas
Kemikalier		
Salpetersyra	EU-28 Nitric acid (98 % HNO ₃) Fertilizers Europe	GaBi
Fosforsyra	EU-28 Phosphoric acid (H ₃ PO ₄ , 54 % P ₂ O ₅) Fertilizers Europe	GaBi
Energi		
Elmix	FI: Electricity grid mix Sphera	GaBi
Elmix	EU-28: Electricity grid mix Sphera	GaBi
Värmemix	EU-28: District heating mix Sphera	GaBi
Skapad värmemix (se tabell B.5)	SE: Heat, from municipal waste incineration to generic market for heat district or industrial, other than natural gas ecoinvent 3.7.1	ecoinvent
	SE: Heat and power co-generation, wood chips, 6667 kW, state-of-the-art 2014 ecoinvent 3.7.1	ecoinvent
	CH: Heat production, at heat pump 30kW, allocation exergy ecoinvent 3.7.1	ecoinvent
	SE: Electricity grid mix Sphera	GaBi
Substituerade produkter		
Aluminiumklorid	GLO: polyaluminium chloride production eco-invent 3.7.1	ecoinvent

Tabell B.7

Samanställning av de dataset som använts för att modellera varierade parametrar. Dataset från databaserna GaBi Professional version 10.6 (Sphera, 2022) eller ecoinvent version 3.7.1 (ecoinvent, 2022) om inget annat anges. CH = Schweiz, EU-28 = europeiskt medel, GLO = globalt medel, SE = Sverige.

Tabell B.8

Indata för NPHarvest för basfallen, de tekniska variationerna samt känslighetsanalyserna. FU = "functional unit"=funktionell enhet, det vill säga behandling av 1 m³ inkommande rejektvatten från avvattning av rötkammar slam.

Process	Parameter	Enhet	Basfall	Tekniska variationer						Känslighetsanalys			
			Svartvatten	NH ₃ 1 %	Noll torkning	Elmix	AlCl ₃	HNO ₃	H ₃ PO ₄	N ₂ O-faktor	FeCl ₃	Fossil CO ₂	Rejektvatten
Förbehandling	Ca(OH) ₂	kg/FU	5,88	5,88	5,88	5,88	5,88	5,88	5,88	5,88	5,88	5,88	2,67
	Elmix	---	SE	SE	SE	FI; EU	SE	SE	SE	SE	SE	SE	SE
	Elektricitet	MJ/FU	19,9	19,9	19,9	19,9	19,9	19,9	19,9	19,9	19,9	19,9	14,7
	P-slam	kg/FU	2,28	2,28	2,28	2,28	2,28	2,28	2,28	2,28	2,28	2,28	6,4
	P-innehåll	kg P/kg	0,039	0,039	0,039	0,039	0,039	0,039	0,039	0,039	0,039	0,039	0,0027
	N-innehåll	kg N/kg	0,00059	0,00059	0,00059	0,00059	0,00059	0,00059	0,00059	0,00059	0,00059	0,00059	0,0015
	NH ₃ utsläpp	kg/FU	0,2	0,0107	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,09
Kväve-återvinning	Elmix	---	SE	SE	SE	FI; EU	SE	SE	SE	SE	SE	SE	SE
	Elektricitet	MJ/FU	7,1	7,1	7,1	7,1	7,1	7,1	7,1	7,1	7,1	7,1	5,2
	Membran	kg/FU	0,0045	0,0045	0,0045	0,0045	0,0045	0,0045	0,0045	0,0045	0,0045	0,0045	0,0033
	Syra	---	H ₂ SO ₄	H ₂ SO ₄	H ₂ SO ₄	H ₂ SO ₄	H ₂ SO ₄	HNO ₃	H ₃ PO ₄	H ₂ SO ₄	H ₂ SO ₄	H ₂ SO ₄	H ₂ SO ₄
	Syramängd	kg/FU	1,67	2,23	1,67	1,67	1,67	2,15	1,11	1,67	1,67	1,67	0,76
	N-produkt	---	(NH ₄) ₂ SO ₄	(NH ₄) ₂ SO ₄	(NH ₄) ₂ SO ₄	(NH ₄) ₂ SO ₄	(NH ₄) ₂ SO ₄	NH ₄ NO ₃	(NH ₄) ₃ PO ₄	(NH ₄) ₂ SO ₄	(NH ₄) ₂ SO ₄	(NH ₄) ₂ SO ₄	(NH ₄) ₂ SO ₄
	N-produkt, mängd	kg/FU	2,25	3	2,25	2,25	2,25	2,73	1,69	2,25	2,25	2,25	1,02
	P-innehåll	kg P/kg	0	0	0	0	0	0	0,21	0	0	0	0
	N-innehåll	kg N/kg	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21	0,35	0,28	0,21	0,21	0,21	0,21
	Fossil CO ₂	kg/FU	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,143	0
	CH ₄ utsläpp	kg/FU	0,011	0,011	0,011	0,011	0,011	0,011	0,011	0,011	0,011	0,011	0,011
	Tvättkem. (H ₂ SO ₄)	kg/FU	0,021	0,021	0,021	0,021	0,021	0,021	0,021	0,021	0,021	0,021	0,021

Process	Parameter	Enhet	Basfall	Tekniska variationer						Känslighetsanalys			
			Svartvatten	NH3 1 %	Noll torkning	Elmix	AlCl ₃	HNO ₃	H ₃ PO ₄	N ₂ O-faktor	FeCl ₃	Fossil CO ₂	Rejektvatten
Kväveprodukt-hantering	Elmix	---	SE	SE	SE	FI; EU	SE	SE	SE	SE	SE	SE	SE
	Elektricitet	MJ/FU	68,84	91,78	0	68,84	68,84	68,91	55,70	68,84	68,84	68,84	31,21
	NH ₃ utsläpp	kg/FU	0,00058	0,000773	0	0,00058	0,00058	0,00058	0,00058	0,00058	0,00058	0,00058	0,000263
N-Transport	Mängd N-produkt	kg/FU	2,25	3	23,5	2,25	2,25	2,73	1,37	2,25	2,25	2,25	1,02
Gödsel-substitution	P-slam	P-prod. /N-prod.	TSP/AN	TSP/AN	TSP/AN	TSP/AN	TSP/AN	TSP/AN	TSP/AN	TSP/AN	TSP/AN	TSP/AN	TSP/AN
	N-produkt	P-prod. /N-prod.	-/AN	-/AN	-/AN	-/AN	-/AN	-/AN	TSP/AN	-/AN	-/AN	-/AN	-/AN
Fällnings-kemikalie	Typ	---	FeCl ₃	FeCl ₃	FeCl ₃	FeCl ₃	AlCl ₃	FeCl ₃	FeCl ₃	FeCl ₃	FeCl ₃	FeCl ₃	FeCl ₃
	Mol-förhållande	mol/mol	1	1	1	1	1	1	1	1	0,39; 1,5	1	1
	Mängd-förhållande	kg/kg	1,8	1,8	1,8	1,8	0,87	1,8	1,8	1,8	0,7; 2,7	1,8	1,8
	Innehåll Me ³⁺	%	13,8	13,8	13,8	13,8	8,0	13,8	13,8	13,8	13,8	13,8	13,8
N ₂ O utsläpp	Emissions-faktor	%	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	0,8; 2,1	1,6	1,6	1,6

Tabell B.9

Indata för struvitfällning och ammoniakstripping för basfallen, de tekniska variationerna samt känslighetsanalyserna.

Process	Parameter	Enhet	Basfall	Tekniska variationer					Känslighetsanalys				
				Elmix	Värmemix	AlCl ₃	HNO ₃	H ₃ PO ₄	N ₂ O-faktor	FeCl ₃	Fossil CO ₂	Kjerstadius	Anbud
eco:P	MgCl ₂	kg/FU	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88	0,1	1,26
	Elmix	---	SE	FI; EU	SE	SE	SE	SE	SE	SE	SE	SE	SE
	Elektricitet	MJ/FU	18,25	18,25	18,25	18,25	18,25	18,25	18,25	18,25	18,25	1,8	9,74
	Struvit	kg/FU	0,56	0,56	0,56	0,56	0,56	0,56	0,56	0,56	0,56	1,01	0,81
	P-innehåll	kg P/kg	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
	N-innehåll	kg N/kg	0,057	0,057	0,057	0,057	0,057	0,057	0,057	0,057	0,057	0,057	0,057
	Fossil CO ₂	kg/FU	0	0	0	0	0	0	0	0	0,14	0	0
	CH ₄ utsläpp	kg/FU	0,011	0,011	0,011	0,011	0,011	0,011	0,011	0,011	0,011	0,011	0,011
eco:N	NaOH	kg/FU	6,28	6,28	6,28	6,28	6,28	6,28	6,28	6,28	6,28	4,17	9,97
	Elmix	---	SE	FI; EU	SE	SE	SE	SE	SE	SE	SE	SE	SE
	Elektricitet	MJ/FU	54,75	54,75	54,75	54,75	54,75	54,75	54,75	54,75	54,75	5,65	124,56
	Värmemix	---	SE	SE	lokal; EU	SE	SE	SE	SE	SE	SE	SE	SE
	Värme	MJ/FU	125,4	125,4	125,4	125,4	125,4	125,4	125,4	125,4	125,4	57,6	119,25
	Filter	kg/FU	0,0022	0,0022	0,0022	0,0022	0,0022	0,0022	0,0022	0,0022	0,0022	0,0022	0,0022
	Syra	---	H ₂ SO ₄	H ₂ SO ₄	H ₂ SO ₄	H ₂ SO ₄	HNO ₃	H ₃ PO ₄	H ₂ SO ₄	H ₂ SO ₄	H ₂ SO ₄	H ₂ SO ₄	H ₂ SO ₄
	Syramängd	kg/FU	3,37	3,37	3,37	3,37	4,01	2,12	3,37	3,37	3,37	3,06	3,12
	N-produkt	---	(NH ₄) ₂ SO ₄	(NH ₄) ₂ SO ₄	(NH ₄) ₂ SO ₄	(NH ₄) ₂ SO ₄	NH ₄ NO ₃	(NH ₄) ₃ PO ₄	(NH ₄) ₂ SO ₄	(NH ₄) ₂ SO ₄	(NH ₄) ₂ SO ₄	(NH ₄) ₂ SO ₄	(NH ₄) ₂ SO ₄
	N-produkt, mängd	kg/FU	4,29	4,29	4,29	4,29	5,2	3,23	4,29	4,29	4,29	4,29	5,1
	P-innehåll	kg P/kg	0	0	0	0	0	0,21	0	0	0	0	0
	N-innehåll	kg N/kg	0,21	0,21	0,21	0,21	0,35	0,28	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21
	Tvättkem. (Citronsyra)	kg/FU	0,089	0,089	0,089	0,089	0,089	0,089	0,089	0,089	0,089	0,089	0,29

Process	Parameter	Enhet	Basfall	Tekniska variationer					Känslighetsanalys				
				Elmix	Värmemix	AlCl ₃	HNO ₃	H ₃ PO ₄	N ₂ O-faktor	FeCl ₃	Fossil CO ₂	Kjerstadius	Anbud
Gödsel-substitution	P-slam	P-prod./N-prod.	TSP/AN	TSP/AN	TSP/AN	TSP/AN	TSP/AN	TSP/AN	TSP/AN	TSP/AN	TSP/AN	TSP/AN	TSP/AN
	N-produkt	P-prod./N-prod.	-/AN	-/AN	-/AN	-/AN	-/AN	TSP/AN	-/AN	-/AN	-/AN	-/AN	-/AN
Fällnings-kemikalie	Typ	---	FeCl ₃	FeCl ₃	FeCl ₃	AlCl ₃	FeCl ₃	FeCl ₃	FeCl ₃	FeCl ₃	FeCl ₃	FeCl ₃	FeCl ₃
	Mol-förhållande	mol/mol	1	1	1	1	1	1	1	0,39; 1,5	1	1	1
	Mängdförhållande	kg/kg	1,8	1,8	1,8	0,87	1,8	1,8	1,8	0,7; 2,7	1,8	1,8	1,8
	Innehåll Me ³⁺	%	13,8	13,8	13,8	8,0	13,8	13,8	13,8	13,8	13,8	13,8	13,8
N ₂ O utsläpp	Emissionsfaktor	%	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	0,8; 2,1	1,6	1,6	1,6	1,6

Kemikalie	Per kg kemikalie (MJ/kg)		NPHarvest (MJ/funktionell enhet)		eco:P och eco:N (MJ/funktionell enhet)	
	Ej förnybar	Total	Ej förnybar	Total	Ej förnybar	Total
Kalciumhydroxid	3,1	3,5	18,2	20,6	---	---
Natriumhydroxid	8,3 ^[1]	10,6 ^[1]	---	---	102,9	133,7
Magnesiumklorid	1,3	1,5	---	---	1,1	1,3
Citronsyra	44,9	74,2	---	---	4,0	6,6
Svavelsyra	12,6	13,0	21,3	22,0	42,5	43,9
Salpetersyra	10,0	10,2	21,4 ^[2]	21,9 ^[2]	39,9 ^[2]	40,9 ^[2]
Fosforsyra	6,0	7,1	6,7 ^[3]	7,9 ^[3]	12,9 ^[3]	15,0 ^[3]
Ammoniumnitrat (AN)	18,6	19,2	-26,3	-27,2	-51,8	-53,7
Trippelsuperfosfat (TSP)	6,0	7,0	-2,6	-3,0	-2,1	-2,4
Järnklorid (1 mol/mol)	10,8	12,4	-12,2	-14,0	-9,7	-11,2
Aluminiumklorid	26,7	28,4	-25,2 ^[4]	-26,8 ^[4]	-20,1 ^[4]	-21,3 ^[4]

[1]: Anges per kg lösning (50%), [2]: teknisk variation med salpetersyra, [3]: teknisk variation med fosforsyra, [4]: teknisk variation med aluminiumklorid.

Tabell B.10

Behov av primärenergi för kemikalier i analysen (som MJ per kg kemikalie resp MJ per funktionell enhet). Om inget annat anges visas resultaten för de två teknikerna utifrån respektive basfall. Dataset från databaserna GaBi Professional version 10.6 (Sphera, 2022) eller ecoinvent version 3.7.1 (ecoinvent, 2022) enligt beskrivning i tabellerna B.6 och B.7.

Bilaga C Beräkning av torkningsenergi

Under ett laboratorieförsök torkades 100 ml flytande ammoniumsulfat från svartvattenförsöket i ugn och kvarvarande massa uppgick till 10,6 g av vad som har antagits bestå av ammoniumsulfat. Utifrån detta har följande energiberäkning gjorts:

- Uppvärmningsenergi: 4,18 kJ/(kg · °); 0,1 kg; 80°
- Förångningsenergi: 2260 kJ/kg; 0,1 kg
- Energieffektivitet: 80 %

Total energi uppgick därmed till 0,32 MJ för 10,6 g ammoniumsulfat vilket innebär 30,6 MJ/kg ammoniumsulfat eller 112,2 MJ/kg ammonium. Vid scenarioanalyserna där andra syror har använts (HNO_3 samt H_3PO_4) har mängden ammonium som fångats upp antagits vara densamma, men massan färdig produkt varierar baserat på molmassorna. Energin för avvattnings av ammoniumnitrat och ammoniumfosfat uppgår därför till 25,4 MJ/kg ammoniumnitrat och 40,7 MJ/kg ammoniumfosfat. Detta kan jämföras med de 27 MJ/m³ som är elförbrukningen för både förbehandlingen och kvävereningen för NPHarvest. Torkningsenergin per kubikmeter inkommande rejektvatten i basfallet där 2,25 kg ammoniumsulfat bildas blir ungefär 69 MJ, vilket därmed utgör 72 % av det totala elenergiebehovet.

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se