
Hållbar hantering av avloppsslam i ett Norrländsperspektiv

Marcus Ahlström
Solveig Johannesdottir
Torben Bauer
David Eveborn

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	Hållbar hantering av avloppsslam i ett Norrlandsperspektiv
TITLE OF THE REPORT	Sustainable sewage sludge management from a northern Sweden perspective
FÖRFATTARE	Marcus Ahlström, RISE, Solveig Johannesdottir, RISE, Torben Bauer, Lumire, David Eveborn, RISE
RAPPORTNUMMER	2025-12
ANTAL SIDOR	57
SAMMANDRAG	I rapporten presenteras en analys av potentiella användningsområden för olika produkter från avloppsslam i Norrlandsregionen och intresset bland lokala aktörer. En systemanalys klarlägger förväntade växthusgasutsläpp från tre olika slamhanteringsalternativ: jordtillverkning, pyrolys och monoförbränning. Resultaten visar att det finns en vilja hos regionala aktörer att nyttiggöra slammets resurser lokalt, och att alternativen pyrolys och monoförbränning möjliggör ett större nyttogörande än dagens system med jordtillverkning – och dessutom med lägre nettoutsläpp av växthusgaser.
SUMMARY	The report presents an analysis of potential uses for products derived from sewage sludge in the Norrland region and interest among local stakeholders. A systems analysis clarifies expected greenhouse gas emissions from three different sludge management options: soil production, pyrolysis, and mono-incineration. Results show that there is a willingness among regional stakeholders to utilise resources in sludge locally, and that the pyrolysis and mono-incineration alternatives enable greater resource utilisation than the current soil production system – while also resulting in lower net greenhouse gas emissions.
SÖKORD	Slamhantering, avloppsslam, slam, avsättning, Norrland, systemanalys, aktörsanalys, växthusgaser, emissioner, hållbar, hållbarhet, jordtillverkning, kompost, anläggningsjord, deponitäckning, pyrolys, slambiol, biokol, monoförbränning, förbränning, aska, fosfor, energi, el, värme, resursåtervinning, resurs, återvinning, klimat
KEYWORDS	Sludge management, sewage, Norrland, Northern Sweden, systems analysis, stakeholder analysis, greenhouse gas emissions, sustainable, sustainability, soil production, sludge compost, landfill cover, pyrolysis, biochar, mono-incineration, incineration, ash, phosphorus, energy, electricity, heat, resource, recovery, climate
MÅLGRUPPER	Strateger, klimatstrateger, utredningsingenjörer, utvecklingsingenjörer, forskare
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/
UTGIVNINGÅR	2025
UTGIVARE	© Svenskt Vatten AB
REFERENS	Ahlström M., Johannesdottir S., Bauer T. och Eveborn D. (2025). <i>Hållbar hantering av avloppsslam i ett Norrlandsperspektiv</i> . SVU-rapport 2025-12. Stockholm: Svenskt Vatten.

Om projektet

PROJEKTNUMMER	23-113
PROJEKTETS NAMN	Hållbar hantering av avloppsslam i ett norrlandsperspektiv
PROJEKTETS FINANSIERING	Svenskt Vatten Utveckling, MittSverige Vatten & Avfall AB, Gästrike Vatten AB, Piteå Renhållning & Vatten AB, Östersunds kommun, Helsing Vatten AB, Bodens kommun, Kiruna kommun, Söderhamn Nära AB, Kramfors kommun, Sandviken Energi AB och Ånge kommun

Förord

Hantering av avloppsslam är en utmaning för hela VA-branschen och regionala förutsättningar har stor påverkan på hur hållbara lösningar och marknader för slambaserade produkter kan utvecklas. Bland de Norrlandskommuner och VA-bolag som har deltagit i detta projekt finns viljan att nyttja resurserna i slammet på bästa sätt och en vision om att återföra nyttoämnen i slammet till kretsloppet. Det har därför funnits ett behov av att genomföra både en aktörsanalys och en systemanalys kring olika slamhanteringsalternativ i Norrland. I detta sammanhang har *pyrolys* och *förbränning* (inklusive avsättning för slambiolol respektive aska) jämfört med dagens system (som är *tillverkning av anläggningsjord*) lyfts fram som relevanta system att studera av VA-huvudmännen som tog initiativet till projektet.

Deltagarna i detta projekt tog initiativet att starta det för att analysera och utreda framtida möjligheter till gemensam slamhantering i Norrlandsregionen. De analyser som har genomförts inom projektet baseras på de slammängder och reningsverk som de deltagande organisationerna producerar och driver. Vi hoppas att projektet även kan bidra med insikter för andra VA-organisationer i regionen vad gäller den miljömässiga hållbarheten av olika systemalternativ och intresset för olika resurser som finns i slam.

I projektet har följande organisationer medverkat: Bodens kommun, Gästrike Vatten AB, Helsing Vatten AB, Hudiksvalls kommun, Kiruna kommun, Luleå Miljöresurs AB (Lumire), Miljö och Vatten i Örnsköldsvik (MIVA), MittSverige Vatten & Avfall (MSVA), Piteå Renhållning och Vatten (PIREVA), Roslagsvatten AB, Sandviken Energi Vatten AB (SEVAB), Skellefteå kommun, Söderhamn NÄRA, Ånge kommun samt Östersunds kommun. Lumire har genomfört projektets aktörs- och omvärldsanalys, och RISE har genomfört systemanalysen.

Vi vill rikta ett stort tack till Svenskt Vatten Utveckling och medverkande VA-organisationer för projektets finansiering, och för gott samarbete under projektets gång. Vi vill även rikta ett tack till olika parter som på ett vis eller annat har bidragit med goda samtal och diskussioner. Tack Marcus Öhman, Nils Skoglund, Lisa Zakrisson, Martin Kylefors, Christian Wieth, Ida Sylwan, Anna Pettersson Skog, André Selander och Kent Davidsson.

Uppsala, juni 2025

Författarna

Innehåll

Förord.....	2
Sammanfattning.....	4
Summary	5
Ordlista.....	6
1 Bakgrund	9
1.1 Syfte och mål.....	10
2 Genomförande	11
2.1 Aktörs- och omvärldsanalys för avsättning av slamprodukter i Norrland	11
2.2 Systemanalys	13
3 Aktörs- och omvärldsanalys för avsättning av slamprodukter i Norrland	14
3.1 Lagstiftning (EU och Sverige)	14
3.2 Acceptans och marknad (Norrland och Sverige)	16
3.3 Hållbarhet och beredskapsperspektiv	16
3.4 Kolsänka (slambiokol).....	17
3.5 Regional avsättning.....	17
3.6 Framsyn	20
4 Systemanalys.....	22
4.1 Omfattning och avgränsningar	22
4.2 Metod	24
4.3 Resultat jordtillverkningsalternativet	28
4.4 Resultat pyrolysalternativet.....	29
4.5 Resultat monoförbränningsalternativet.....	30
4.6 Jämförelse av systemalternativen	30
5 Diskussion	33
5.1 Så kan slamprodukter avsättas.....	33
5.2 Önskvärda egenskaper hos en slamprodukt	34
5.3 Osäkerheter vid beräkning av klimatavtryck.....	35
5.4 Antaganden gällande substitutionseffekter	36
5.5 Vad är ett hållbart val för Norrlandsregionen?	37
6 Slutsatser	39
Referenser	40
Bilaga A Utsläpp från transporter	46

Sammanfattning

I rapporten presenteras en analys av potentiella användningsområden för olika produkter från avloppsslam i Norrlandsregionen och intresset bland lokala aktörer. En systemanalys klarlägger förväntade växthusgasutsläpp från tre olika slamhanteringsalternativ: jordtillverkning, pyrolys och monoförbränning. Resultaten visar att det finns en vilja hos regionala aktörer att nyttiggöra slammets resurser lokalt, och att alternativen pyrolys och monoförbränning möjliggör ett större nyttogörande än dagens system med jordtillverkning – och dessutom med lägre nettoutsläpp av växthusgaser.

Hantering av avloppsslam är en utmaning för hela VA-branschen, och lokala förutsättningar har stor betydelse för hur hållbara lösningar och marknader för slam-baserade produkter kan utvecklas. För att fatta kloka beslut om investering i framtida lösningar är det viktigt att känna till möjligheter till nyttiggörande av slammets innehåll och klimateffekter av olika alternativ. Nyttiggörandet styrs av lagar och regler samt av dem som använder slamprodukter och deras incitament. Klimateffekter beror ur ett systemperspektiv bland annat på valet av behandlingsprocesser, avsättningen av slamprodukter och vad dessa antas ersätta (substitution).

Projektets syfte var att bidra med underlag inför beslut om framtida alternativ för hantering av slam som produceras i norrländska reningsverk och tydliggöra hur resurserna i slammet bäst kan nyttogöras av intressenter i regionen. Projektet har omfattat en aktörs- och omvärldsanalys kopplat till slamavsättningsfrågan samt en systemanalys för att utreda klimatpåverkan av olika slamhanteringsalternativ. Luleå Miljöresurs AB (Lumire) har genomfört aktörs- och omvärldsanalysen, och forskningsinstitutet RISE har genomfört systemanalysen. I projektet har 15 kommuner och VA-organisationer medverkat, från Roslagsvatten i söder till Kiruna i norr.

Aktörs- och omvärldsanalysen visar att det bland aktörer i regionen finns intresse för lokalproducerade gödselmedel och för att nyttigöra slammets resurser. Men marknaden för slamprodukter är outvecklad och det krävs kunskapshöjande åtgärder och mer samverkan mellan aktörer för att marknaden ska kunna etableras och växa. Systemanalysen tyder på att dagens slamhanteringsalternativ med jordtillverkning ger upphov till de största nettoutsläppen av växthusgaser och medför de lägsta nyttorna bland de analyserade alternativen, och att pyrolysalternativet har de lägsta nettoutsläppen och de största potentiella nyttorna. De direkta utsläppen från monoförbränningsalternativet är störst men nyttorna från systemet är fortfarande stora. Vilka utsläppsfaktorer som ansätts för energianvändning och energiåtervinning från olika processer, och vilka nyttor och substitutioner som antas har stor påverkan på alternativens nettoutsläpp.

För att kunna ge mer precisa svar gällande slamhanteringens klimatpåverkan krävs mer kunskap om dynamiska växthusgasavgångar från slam under lagring, slambiotekologiska egenskaper i mark och fosfortillgängligheten över tid, samt kring jordtillverkning när slam är en insatsvara. Kostnaderna för att implementera och driva olika slamhanteringsalternativ behöver analyseras för att klargöra den ekonomiska hållbarheten av olika alternativ. Hur hållbara affärsmodeller för slamprodukter i Norrland kan se ut behöver utredas vidare. Fördjupad samverkan och gemensamt ägda eller drivna anläggningar kan skapa möjligheter till mer resurseffektiva lösningar.

Summary

The report presents an analysis of potential uses for products derived from sewage sludge in the Norrland region and interest among local stakeholders. A systems analysis clarifies expected greenhouse gas emissions from three different sludge management options: soil production, pyrolysis, and mono-incineration. Results show that there is a willingness among regional stakeholders to utilise resources in sludge locally, and that the pyrolysis and mono-incineration alternatives enable greater resource utilisation than the current soil production system—while also resulting in lower net greenhouse gas emissions.

Managing sewage sludge is a challenge for the water sector, and local conditions affect how sustainable solutions and markets for sludge-based products can develop. To make informed decisions about investments in future solutions, it is crucial to understand the potential for resource recovery from sludge and the climate impacts of different options. Resource recovery is governed by laws and regulations, as well as by the users of sludge products and their incentives. From a systems perspective, climate impacts depend on the choice of treatment processes, the end use of sludge products, and what these products are assumed to substitute.

The purpose of the project was to provide decision support regarding future options for managing sewage sludge in northern Sweden and to clarify how resources in sludge can be utilised by regional stakeholders. The project included a stakeholder and external environment analysis related to sludge use, as well as a systems analysis to investigate the climate impact of different sludge management options. Luleå Miljöresurs AB (Lumire) conducted the stakeholder and external environment analysis, and RISE carried out the systems analysis. Fifteen municipalities and utilities participated in the project, from Roslagsvatten in the south to Kiruna in the north.

The stakeholder and external environment analysis shows that there is an interest among actors in locally produced fertilizers and in utilizing the resources in sludge. However, the market for sludge products is underdeveloped, and knowledge-enhancing measures and increased collaboration is needed for a market to be established. The systems analysis indicates that the current sludge management option of soil production results in the highest net greenhouse gas emissions and the lowest benefits among the analysed alternatives, while the pyrolysis option has the lowest net emissions and the greatest potential benefits. The direct emissions from the mono-incineration option are the highest, but the system's benefits are significant. The emission factors assigned to energy use and recovery from different processes, as well as assumed benefits and substitutions, greatly influence calculated net emissions.

To provide more precise answers regarding the climate impact of sludge management, more knowledge is needed about dynamic greenhouse gas emissions from sludge storage, the properties of sludge biochar in soil and its long-term availability of phosphorus, and soil production when sludge is used as a raw material. The costs of implementing and operating different management options need to be analysed to clarify their economic sustainability. How sustainable business models for sludge products in Norrland might look also needs further investigation. Deeper collaboration and jointly owned or operated facilities could enable more resource-efficient solutions.

Ordlista

Ord att förklara	Förklaring
Anläggningsjord	Term som beskriver jord med särskilda egenskaper och som används inom olika bygg- och anläggningsprojekt. Anläggningsjordens sammansättning anpassas efter användningsområde och kan innehålla material som t.ex. sand, kompost, torv och avloppsslam.
Avsättningsanalys	Analys som genomförs i syfte att undersöka intresset för olika slambaserade produkter och deras potentiella avsättning/användning bland olika aktörer/intressenter.
Biokol	Ett jordförbättrande material som tillverkas genom att organiskt material behandlas genom pyrolysning (se <i>Pyrolys</i>). Ett poröst kolmaterial som förbättrar jordens struktur och dess förmåga att hålla kvar vatten och näring. Biokol kan även bidra till att minska klimatpåverkan eftersom det lagrar kol i jorden där det används.
CCS	Förkortning av det engelska begreppet <i>Carbon Capture and Storage</i> , det vill säga infångning och lagring av koldioxid.
CH ₄	Kemisk formel för metan.
CO ₂	Kemisk formel för koldioxid.
Energieneutralitet	Avser krav enligt EU-direktiv 2024/3019 gällande att samtliga reningsverk i viss storleksklass sammantaget på nationell nivå inte ska använda mer energi än de själva kan producera eller återvinna inom deras egna system. Det innebär att energi från t.ex. biogas, värmeåtervinning eller solceller ska täcka anläggningarnas samlade energibehov. Energieneutralitet ska uppnås senast år 2045, enligt direktivets tidsplan.
Framsyn	En metodik och ett planeringsbegrepp som syftar på en strukturerad och systematisk process för att utforska framtida utveckling, trender och osäkerheter. Det kan används för att identifiera möjliga framtidsscenarier, förutse utmaningar och möjligheter, och stödja långsiktigt strategiskt beslutsfattande. Svensk översättning av det engelska begreppet <i>foresight</i> .
GWP 100	Står för Global Warming Potential över 100 år. Ett mått som används för att jämföra hur mycket olika växthusgaser bidrar till den globala uppvärmningen jämfört med koldioxid sett över en 100-årsperiod. Koldioxid har GWP 100 = 1 (referensgas), metan har ett GWP 100 på 27, och lustgas har ett GWP 100 på cirka 273. Detta innebär att 1 ton metan påverkar klimatet lika mycket som 27 ton koldioxid under 100 år.
Jordtillverkning	Processen att tillverka jord genom att blanda organiska och oorganiska material (t.ex. sand, kompost, torv och behandlat avloppsslam). Både jungfruliga material och restprodukter kan användas vid jordtillverkning.
Koldioxidekvivalenter (CO ₂ e)	Ett mått som används för att jämföra olika växthusgasers klimatpåverkan genom att uttrycka dem i termer av koldioxid. Genom att omvandla utsläpp av andra växthusgaser (t.ex. metan och lustgas) till deras koldioxidekvivalenter, kan man beräkna en total klimatpåverkan från växthusgasemissioner.
Kolkredit	Ett ekonomiskt instrument som används inom klimatkompensation. Det representerar koldioxid som har undvikits eller tagits upp ur atmosfären (t.ex. via trädplantering, återvätning av torvmarker eller biokolproduktion).

Kolsänka	En kolsänka är något som tar upp och lagrar koldioxid från atmosfären under en längre tid. Det kan exempelvis vara naturliga kolsänkor (t.ex. skogar, hav och våtmarker som binder koldioxid genom fotosyntes) eller konstgjorda kolsänkor (t.ex. tekniska lösningar med koldioxidavskiljning och lagring (CCS) eller biokol som lagras i marken).
LCA	Förkortning för livscykelanalys, en metod för att utvärdera en produkts eller tjänsts miljöpåverkan under hela dess livscykel, från utvinning av råvaror till avfallshantering.
LPG	Engelsk förkortning för <i>Liquid Petroleum Gas</i> , flytande fossilgas.
Monoförbränning	Term som används för att beskriva förbränning av enbart ett material i en förbränningsanläggning. Jämför med <i>samförbränning</i> .
N ₂ O	Kemisk formel för lustgas.
P	Kemiskt tecken för fosfor.
PFAS 4	Samlingsbegrepp som används för att beskriva innehållet av de fyra per- och polyfluoretrade alkylsubstanserna PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS i exempelvis vatten och slam.
PFAS 22	Samlingsbegrepp som används för att beskriva innehållet av de 22 per- och polyfluoretrade alkylsubstanserna PFOA, PFNA, PFHxS, PFOS, PFBS, PFPeS, PFHpS, PFMS, PFDS, PFUnDS, PFDoS, PFTrDS, PFOSA, 6:2 FTS, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFDA, PFUDa, PFDaA, PFTrDA i exempelvis vatten och slam.
Pyrolys	En termokemisk process där organiskt material upphettas till höga temperaturer (vanligtvis i spannet 400–1 000 °C) i en syrefri eller mycket syrefattig miljö. Detta gör att materialet bryts ner utan att förbrännas.
Resiliens	Förmågan hos ett system att hantera, anpassa sig till och återhämta sig från störningar eller förändringar utan att förlora sin grundläggande funktion. Kan liknas med ”motståndskraft”.
Revaq-certifiering	Ett certifieringssystem för avloppsreningsverk med syfte att minska tillförseln av oönskade ämnen för att skapa en hållbar återföring av växtnäringssämnen. Systemet ägs av branschorganisationen Svenskt Vatten.
Samförbränning	Term som används för att beskriva simultan förbränning av flera olika material i en förbränningsanläggning. Jämför med <i>monoförbränning</i> .
Skelettjord	En särskild typ av jordblandning som ofta används vid trädplantering i stadsmiljöer. Den består av stenmaterial (t.ex. makadam) som ger bärighet för trafik och byggnader, samt jord (som kan ha olika innehåll, t.ex. (slam)biokol) som fyller ut mellan stenarna och ger näring och utrymme för trädens rötter.
Slambiokol	Biokol med ursprung ur avloppsslam. Se <i>biokol</i> .
Slamprodukter	Produkter eller material med ursprung i avloppsslam (t.ex. slambiokol eller slamaska).
Systemanalys	En metod eller ett tillvägagångssätt för att förstå och utvärdera komplexa system genom att se till helheten och hur olika delar hänger ihop. Inom miljö- och samhällsplanering används systemanalys för att exempelvis kartlägga flöden av resurser och energi, analysera miljöeffekter (ex. klimatpåverkan), och jämföra olika alternativ för att hitta det mest hållbara eller effektiva.

TS	Förkortning av engelskans <i>Total solids</i> , torrsubstans. Ett mått på den totala mängden fasta ämnen i ett prov, vilket inkluderar både organiska och oorganiska ämnen. TS mäts vanligtvis genom att prov torkas i en ugn vid 105 °C tills allt vatten har avlägsnats, och är det material som kvarstår efter torkning. Resultatet anges ofta i procent av den ursprungliga våtvikten.
VS	Förkortning av engelskans <i>Volatile solids</i> , flyktiga ämnen som avgår vid upphettning eller förbränning. Kallas för <i>glöd- eller glödgningsförlust</i> på svenska. VS är den del av TS i ett prov som förångas eller förbränns när ett prov upphettas till 550 °C. Det är främst organiskt material som kan brytas ner biologiskt, (t.ex. växtrester, mikroorganismer och fett). VS används ofta som ett mått på hur mycket biologiskt nedbrytbart material som finns i avloppsslam och organiskt avfall. Resultatet anges ofta i procent av TS.

1 Bakgrund

Slamhantering är en utmaning för hela VA-branschen och lokala och regionala förutsättningar har stor påverkan på hur olika hållbara lösningar och marknader för slam-baserade produkter kan utvecklas. Enligt SCB:s statistik för året 2020 användes 46 % av det producerade avloppsslammet i Sverige på jordbruksmark (SCB 2022a). Intresse för att nyttja resurser i slammet, återföra nyttoämnen till kretsloppet samt hantera slammet på ett miljömässigt hållbart sätt finns i hela landet, men trots det spreds inget slam i de norrländska länen enligt SCB:s statistik. Tillverkning av anläggningsjord eller deponitäckning är huvudsaklig avsättning för avloppsslam i dessa län. Det finns liten areal för avsättning i jordbruk, och där täcker tillgänglig djurgödsel behovet av organiska gödselmedel.

Revaq-certifiering lyfts ofta fram som en möjlighet till att öka återföringen av nyttoämnen från avloppsreningsverk till åkermark inom den svenska VA-branschen. I dagsläget är dock inga reningsverk norr om Uppsala certifierade enligt Revaq, men visst intresse har funnits och fortsätter finnas hos VA-huvudmän längre norrut. En anledning till tveksamhet är att slam i dagsläget inte avsätts till jordbruk inom regionen.

Slam kan användas som råvara vid tillverkning av anläggningsjord, i denna kategori ingår användning som fyllnadsmaterial och vid anläggning av vägbankar och bullervallar. Vid användning inom jordtillverkning kan slam potentiellt ersätta exempelvis torv och/eller jungfrulig växtnäring. Men näringsämnesläckage till yt- och grundvatten utgör en risk. Tillåten användning av slam i jordtillverkning kan komma att begränsas, och avsättning av slam till anläggningsjord kan även anses vara ett begränsat utnyttjande av slammets växtnäringssinnehåll (Holmgren et al. 2020).

Avloppsslam används i dag också för konstruktion och sluttäckning av deponier, men denna typ av avsättning bedöms minska under de närmaste åren när allt fler deponier blir sluttäckta och nya deponier inte får öppnas. Det reviderade avloppsdirektivet (EU 2024/3019), med än så länge okända krav på återvinning av växtnäringssämnen och kommande krav på energineutralitet för branschen i sin helhet, aktualiserar nu frågan om vad som är att betrakta som hållbara alternativ för slamhantering och hur dessa förväntade nya lagkrav ska kunna uppnås.

På flera håll pågår nu olika initiativ att testa och bygga nya alternativa termokemiska system för slamhantering. Roslagsvatten AB har i tidigare utvecklingsprojekt drivit en pilotanläggning för hydrotermisk karbonisering (HTC) av slam och kommer att starta en fullskaleanläggning för pyrolys av slam i Stockholmsområdet under år 2026 (Gustafsson et al. 2025). I Skåne driver VA SYD en testbädd vid Ellinge reningsverk för pyrolys. Företaget Biototal planerar att bygga en anläggning för pyrolys av bland annat slam i Värmland. Fullskaleanläggningar för pyrolys på reningsverk finns exempelvis i Fårevejle i Danmark och Linz i Tyskland. Runtom i Europa finns även flertalet anläggningar där slam förbränns, och det förs diskussioner om att bygga en monoförbränningsanläggning för slam i Umeå inom ramen för samverkansprojektet Norrslam som drivs av Umeå Energi och Vakin.

Norrslamsinitiativet önskar ta ett samlat grepp kring slamhanteringen i Norrland och har önskat inkludera andra VA-organisationer i regionen som delägare i den tänkta anläggningen, med ambitionen att utveckla och tillhandahålla en gemensam lösning på slamhanteringsfrågan. Det har dock funnits osäkerheter kring bland annat den miljömässiga nyttan av den föreslagna lösningen bland flera tillfrågade VA-organisationer vilket har föranlett utvecklingen av detta projekt och undersökningen av den miljömässiga hållbarheten av alternativa slamhanteringsprocesser.

Valet av hållbara processer för slamhantering styrs lämpligen av möjligheter för avsättning och nyttiggörande av slammet (och/eller resulterande (bi)produkter), liksom

de climateffekter behandlingsprocesserna resulterar i. Dessa aspekter är dock i sin tur påverkade av en rad faktorer. Möjligheter till avsättning och nyttiggörande styrs av lagar och regleringar samt av intressenter och deras incitament. Climateffekter beror ur ett systemperspektiv på befintliga processer och avsättningar, vad dessa ersätts med, och inte minst vad som tas med i beräkningen. Kort sagt går det inte att säga något om climateffekter av olika alternativa hanteringar av slam förrän systemen i sin helhet analyseras. Systemanalys är därför ett lämpligt verktyg och värdefullt beslutsunderlag i sammanhanget. Systemstudier, inklusive livscykelanalyser (LCA), har tidigare genomförts för svenska reningsverk, men dessa studier har då varit fokuserade på reningsverk i landets södra delar (Grundestam et al. 2020; Svanström et al. 2016; von Bahr 2016). I Norrland råder vida annorlunda förutsättningar, exempelvis gällande klimat, längre transportavstånd, samt regionala avsättningsmöjligheter och -aktörer för olika slamprodukter.

1.1 Syfte och mål

Syftet med projektet har varit att bidra med underlag inför beslut om framtida alternativ för hantering av slam som produceras i norrländska reningsverk, och tydliggöra hur resurserna i slammet bäst kan nyttiggöras av olika intressenter i regionen.

Målen med projektet var:

1. Att genom aktörs- och omvärldsanalys presentera möjliga vägar för regional avsättning av befintliga och potentiella slamprodukter.
2. Att genom systemanalys kvantifiera det förväntade klimatavtrycket av hanteringen samt nyttiggörandet av resurser för slamhanteringsalternativen *jordtillverkning*, *pyrolys* och *monoförbränning*.

Projektet genomförs med utgångspunkt i norrländska slamproducenter och förutsättningar. Resultaten kan dock vara högst relevanta även för VA-huvudmän i andra delar av landet, liksom i våra grannländer. Detta gäller i synnerhet de delar av projektet som rör avsättningsmöjligheter.

2 Genomförande

Projektet har genomförts i två huvudsakligen separata delar: 1) en aktörs- och omvärldsanalys för att undersöka potentiella avsättningar för slamprodukter i norrländska regioner, och 2) en systemanalys för att kvantifiera koldioxidutsläpp från tre utvalda slamhanteringsalternativ *jordtillverkning*, *pyrolys* och *monoförbränning* (Figur 2.1). Jordtillverkningsalternativet motsvarar dagens slamhanteringssystem hos de inkluderade anläggningarna. Aktörs- och omvärldsanalysen genomfördes i två huvudsakliga delmoment: en avsättningsanalys baserad på intervjuer och samtal med intressenter i regionen, och en workshop baserad på framsyn där VA-huvudmän i regionen tillsammans fick diskutera framtida möjligheter till avsättning baserat på identifierade omvärldstrender. Systemanalysen baserades på litteraturstudier och inhämtade data från deltagande organisationer.

2.1 Aktörs- och omvärldsanalys för avsättning av slamprodukter i Norrland

I analysen användes olika metoder för att undersöka befintliga och potentiella framtida avsättningsmöjligheter för produkter med ursprung i avloppsslam.

2.1.1 Avsättningsanalys

Vid utredning av nationell och europeisk lagstiftning och branschpolicyer genomfördes egna analyser som delvis grundas i tidigare forskningsresultat (Bauer et al. 2020; Johansson et al. 2024). Därutöver genomfördes samtal med forskare inom samhällsvetenskap och rättsvetenskap för en bedömning av framtida lagstiftning och samtal med aktörer inblandade i lagstiftningens utveckling.

För analysen av marknaden och avsättningsmöjligheter användes semistrukturerade samtal med aktörer inom slamhantering och möjliga aktörer inom slamavsättning med fokus på Norrland. Totalt genomfördes över 20 samtal med olika aktörer (Tabell 2.1).

Aktör/Organisation	Detaljområde aktör	Huvudfokus	
		Geografiskt område	Ämne
Jordbrukare	Köttproduktion	Norrland	Avsättning jordbruk
Jordbrukare (flera)	Spannmål	Norrland	Avsättning jordbruk
Jordbrukare	Energigrödor	Norrland	Avsättning jordbruk
Jordbrukare	Handelsträdgård	Norrland	Avsättning jordbruk
Jordbrukare (flera)	Mjölkproduktion	Norrland	Avsättning jordbruk
LRF		Norrland	Avsättning jordbruk
LRF Mjölk		Sverige	Avsättning jordbruk
Hushållningssällskapet		Norrland	Avsättning jordbruk
Norrmejerier	Hållbarhet	Norrland	Avsättning jordbruk
Entreprenör slamhantering		Sverige & Norrland	Avsättning jordbruk
Entreprenör slamhantering		Norrland	Förbränningsaska
Kommunal parkverksamhet		Norrland	Avsättning park
Skogsägare		Sverige & Norrland	Avsättning skog
VA-organisation (flera)		Norrland	Slamstrategi
VA-organisation (flera)		Sverige	Avsättning jordbruk & slambiokol
Teknikleverantör (flera)	Slampyrolys	EU & Sverige	Avsättning slambiokol
Svenskt Vatten		EU & Sverige	Lagstiftning & Revaq
Forskare (Linköpings universitet)	Samhällsvetenskap	Sverige	Lagstiftning & acceptans
Forskare (Luleå tekniska universitet)	Rättsvetenskap	EU & Sverige	Lagstiftning & acceptans

Tabell 2.1

Tabellen visar genomförda samtal med aktörer och huvudfokuset i samtalen. I kolumnen Aktör/ Organisation innebär (flera) att det fördes samtal med flera aktörer inom samma kategori.

2.1.2 Framsyn

Framsyn är en disciplin för att utforska, förutse och forma framtiden för att hjälpa att bygga och använda kollektiv intelligens på ett strukturerat och systematiskt sätt för att förutse relevanta utvecklingar (Europeiska Kommissionen 2021).

Inom projektet hölls en digital workshop i syfte att diskutera alternativ för slamhantering och avsättning av slamprodukter ur ett framsynsperspektiv. Utgångspunkt var den avsättningsanalys som genomförts inom projektet. En trendvärdering gjordes, för att identifiera och värdera trender inom olika domäner (t.ex. lagstiftning och omvärldsläge), sannolikheten av att olika förändringar inträffar och vilken effekt eller påverkan det kan ha på slamhanteringen. Ett något enkelt exempel är sannolikheten att förbud för slamspridning på åkermark inträffar, och hur det påverkar slamhanteringen.

Med denna trendvärdering som bas analyserades de olika slamhanteringsalternativen som utvärderas i projektet. Det reflekterades över hur de passar in i trendvärderingen. I denna konsekvensanalys diskuterades om olika systemalternativ påverkas på olika sätt och i olika grad i framtiden, givet den genomförda trendvärderingen. Exempelvis, hur står sig de olika alternativa hanteringarna av slam om slamspridning på åkermark förbjuds?

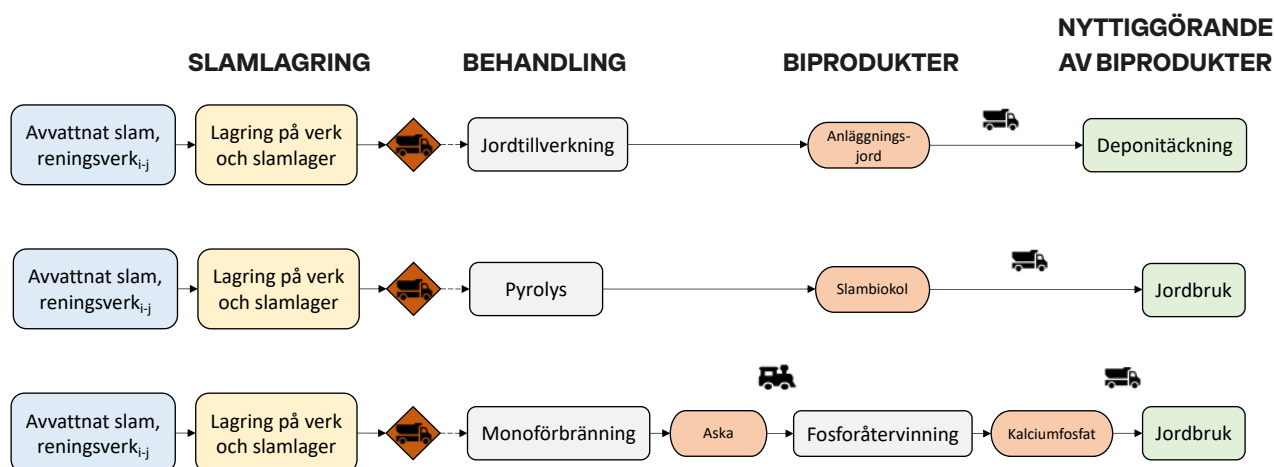
2.2 Systemanalys

Med hjälp av systemanalys beräknades utsläpp från transporter, lagring, behandling, avsättning och användning av slam- och biprodukter från de slamhanteringsalternativ som projektet ville utvärdera. Alternativen som utreddes var *jordtillverkning* (vilket motsvarar dagens system för slamhantering), *pyrolys* samt *monoförbränning* (Figur 2.1). Analysen utfördes kollektivt för Norrlandsregionen. Det vill säga samtliga deltagande VA-bolag förutsattes göra gemensam sak i frågan och välja samma systemlösning. Systemanalysen omfattade alltså de kollektiva utsläppen från alla enskilda VA-bolags slamhantering.

Potentiellt relevanta avsättningsalternativ för slamprodukter är många, och analysen har avgränsats till en form av avsättning per alternativ. Den påverkanskategori som utreddes i projektet var klimatpåverkan. En Excel-modell för beräkning av klimatpåverkan, i termer av koldioxidekvivalenter (CO_2e), för de ovan nämnda systemalternativen togs fram. Modellen strukturerades i följande systemkomponenter: 1) transporter, 2) slamlagring, 3) behandling (jordtillverkning, pyrolys eller monoförbränning), och 4) nyttogörande av biprodukter. Modellen beräknar direkta utsläpp från olika delprocesser, indirekta utsläpp från energianvändning, samt potentiella ”negativa utsläpp”, och redovisar dessa utifrån GWP 100-perspektiv (Global Warming Potential, 100 år – ett mått som används för att jämföra hur mycket olika växthusgaser bidrar till den globala uppvärmningen jämfört med koldioxid sett över en 100-årsperiod). Detaljer och avgränsningar gällande de olika systemkomponenterna presenteras i avsnitt 4.2. Omfattningen av analysen för respektive systemalternativ presenteras kortfattat i Figur 2.1 och i större detalj i avsnitt 4.1.

Figur 2.1

Schematisk bild över slamhanteringsalternativen jordtillverkning, pyrolys och monoförbränning. Gula rutor illustrerar systemkomponenten ”slamlagring”. Grå rutor illustrerar systemkomponenten ”behandling”. Röda rutor beskriver de (bi)produkter som resulterar från ”behandling”. Gröna rutor motsvarar komponenten ”nyttogörande av biprodukter”. Systemkomponenten ”transporter” symboliseras med lastbil eller tåg. Index i-j i de blå rutorna illustrerar att varje inkluderat avloppsreningsverk är inkluderat som ett mindre delsystem i det övergripande slamhanteringsalternativet.



3 Aktörs- och omvärldsanalys för avsättning av slamprodukter i Norrland

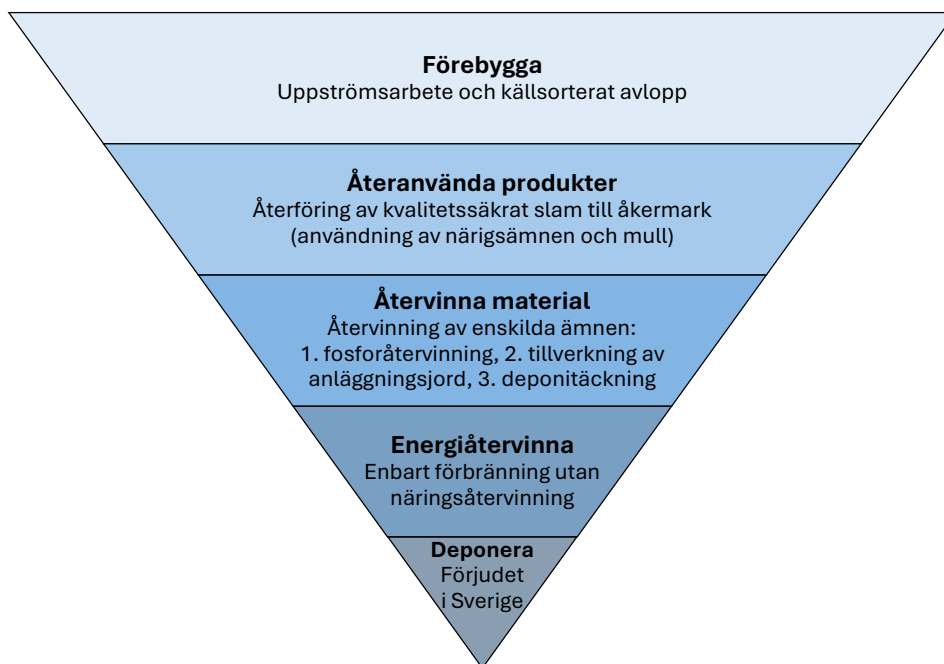
Flera avsättningsmöjligheter har undersökts med fokus på Norrland. De flesta samtalen har förts med aktörer inom den norrländska jordbrukssektorn därför att en avsättning inom jordbruk kan återföra näringsämnen i slammet till livsmedelsproduktion som kan anses som ett huvudmål för en hållbar slamhantering. Trots detta kan andra avsättningsalternativ också ha användning av näringsämnen i slammet och en ersättning av fossila eller jungfruliga gödselmedel kan ske. Därför har det även förts ett mindre antal samtal med specifika aktörer inom andra avsättningsmöjligheter än jordbruk.

3.1 Lagstiftning (EU och Sverige)

Den befintliga och gällande lagstiftningen inom EU är det så kallade ”slamdirektivet” från 1986 (Council Directive 86/278/EEC 1986), och inom Sverige regleras sedan 1994 slam-användning i jordbruket av *”Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket”* (SNFS 1994:2) och tilläggsregleringar (SNFS 1998:4; NFS 2001:5; SFS 1998:944; SJVFS 2004:62). Lagstiftningarna har som syfte att reglera avsättning av avloppsslam i jordbruk genom direktspridning med bland annat gränsvärden för tungmetaller.

Sedan dess har ett flertal utredningar genomförts på EU- och nationell nivå som inte resulterat i ny lagstiftning. Samtliga utredningar syftade till nya gränsvärden för jordbruksanvändning eller andra återföringsalternativ för näringsämnen, och även förbud av direktspridning på jordbruksmark har berörts.

Det reviderade avloppsvattendirektivet är beslutat, och delegerade akter som preciserar vissa nya direktivkrav väntas komma inom de närmaste åren. Enligt direktivet ska slam användas enligt avfallshierarkin (Figur 3.1). Inom 36 månader efter ikraftträdandet ska dessutom en delegerad akt föreslå skrivningar rörande mål om fosforåtervinning, och till 2033 ska motsvarande vara klart för kväveåtervinning. Förutom avloppsvattendirektivet pågår också ett arbete för ett nytt EU-slamdirektiv. Mer information kring eventuell utredning och revidering av slamdirektivet förväntas under 2025 eller 2026. I nuläget tyder inget på ett förbud för direktspridning av avloppsslam, däremot en översyn av gränsvärden. Dessutom kan ett nytt slamdirektiv innehålla en öppning samt krav på andra återföringsalternativ av näringsämnen från avloppsfraktioner, som till exempel förbränning med återföring av fosfor.



Figur 3.1

EU:s avfallshierarki med avseende på avloppsslam. Baserad på egen tolkning av Finnson (2018).

Förutom kravet på slamhanteringen ställer det nya avloppsdirektivet också krav på energineutralitet för reningsverk, som kan påverka hur slam används i framtiden. Kravet på energineutralitet innebär att samtliga reningsverk i en viss storleksklass sammantaget på nationell nivå inte ska använda mer energi än de själva kan producera eller återvinna inom sina egna system. Dessutom ställs nya krav på läkemedelsrening som inte kommer påverka slammet direkt. Men läkemedelsreningen ska till stor del finansieras av läkemedelsproducenter (producentansvar, *polluter pays principle*). Det kan ha en inverkan på slamkvalitet om producenter fasar ut eller ersätter vissa ämnen. Dessutom förväntas mer fokus på uppströmsarbete i slamdirektivet som också kan ske till viss del genom ett utökad producentansvar.

Även om den svenska lagstiftningen främjar avsättning av avloppsslam på åkermark, är förbränning av slam inte förbjuden. Eftersom avloppsslam klassas som avfall, får slam bara förbrännas i en avfallspanna. Cirka 2 % av Sveriges slam samförbränns i avfallspannor (vanligtvis utan föregående torkning av slammet). Monoförbränning (förbränning av enbart ett material) är möjligt men i dagsläget finns ingen anläggning för detta i Sverige (SCB, 2022 a). Om inga näringsämnen återförs från askan, rankas förbränning lägre än spridning på åkermark och lägre än tillverkning av anläggningsjord och deponitäckning enligt avfallshierarkin (Figur 3.1). Ska samförbränning av flera material ske för att öka fosfortillgängligheten (med en särskild bränslekombination) (Öhman 2024; Öhman & Skoglund 2023) finns just nu enligt lagstiftningen bara möjligheten att köra det i kampanjer (en tidsbegränsad period då ett särskilt material eller avfall förbränns) i avfallspannor (eftersom dessa vanligtvis är för stora för de tillgängliga slammängderna). Askan är klassad som avfall och måste genomgå End-of-Waste-klassning enligt EU:s regelverk för att kunna bli godkänt som en (gödselmedels)produkt enligt EU:s gödselproduktsförordning (Förordning (EU) 2019/1009). Dock finns inga explicita krav som hindrar användningen av just ”aska” som ett gödselmedel i Sverige i dag.

Avsaknaden av ny lagstiftning gällande slam användning har lett till etableringen av ett frivilligt certifieringssystem av Svenskt Vatten: Revaq. Revaq har krav på uppströmsarbete och har strängare gränsvärden för slammet, både för antalet och mängder föroreningar i slammet jämfört med SNFS 1994:2 och SFS 1998:944. Målet med Revaq är att använda slam på ett säkert sätt i jordbruket med gränsvärden under de lagstadgade. Revaq är väl etablerat i södra Sverige med stora jordbruksarealer, men inget reningsverk norr om Uppsala är i dagsläget Revaq-certifierat. Revaq-systemet kan bli inspiration till

framtida EU-lagstiftning, särskilt när det gäller uppströmsarbete. Svenskt Vatten har ett kontor i Bryssel för att vara involverad i lagstiftningsarbete på EU-nivå och kommer med synpunkter från ett svenskt perspektiv. Dessutom finns Revaqs grundtankar (uppströmsarbete för bättre slamkvalitet, återföring av näringsämnen genom direktspridning) med i EurEau:s (europeisk VA-branschorganisation) ”position paper” angående det nya europeiska avloppsvattendirektivet (EurEau 2023).

Gränsvärden för PFAS-föroreningar i avloppsslam finns i dagsläget inte i svensk eller europeisk lagstiftning. Men Danmark införde riktvärden för slam som ska spridas på åkermark under 2021. Eftersom de danska riktvärdena ligger delvis under PFAS-innehållet i det genomsnittliga slammet i Danmark, kan en del av slammet inte längre spridas på åkermark. Det leder till ett växande intresse för nya metoder för behandling av PFAS-föroreningar i slammet. Det är oklart om och när gränsvärden för PFAS i slam kan införas i Sverige. Revaq har från 2025 PFAS med som prioriterade ämnen, vilket innebär att PFAS-halten i slam från Revaq-verk ska bevakas. Dessutom finns PFAS-gränsvärden i Revaqs regler 2025 som kräver en handlingsplan om de överstigs (Egle et al. 2023; Bauer et al. 2020).

3.2 Acceptans och marknad (Norrland och Sverige)

Generellt har produkter från avloppsslam låg acceptans inom det svenska samhället och det finns flera inskränkningar när det gäller användning av slam i jordbruket. Trots detta har vissa avsättningar och marknader etablerats som skiljer sig åt i olika delar av landet. Acceptans för avloppsslam och avloppsslamprodukter i Sverige kan sammanfattas på följande sätt:

- Livsmedelsproducenter accepterar inte svenska grödor som är slamgödslade.
- Mjölkgårdar får inte använda avloppsslam eller produkter från avloppsfraktioner överhuvudtaget (LRF Mjolk branschpolicy).
- Lantmännens varumärken accepterar inte slamgödsling.
- Fodermedelsproducenter accepterar delvis slamgödsling (om det inte är en mjölkgård).
- Om grödor exporteras är slamgödsling möjligt. Gäller framför allt spannmål och raps.
- Generellt finns en viss acceptans för slam från Revaq-certifierade reningsverk (certifieringen är väletablerad i södra Sverige).
- Rädslan kring okända farliga ämnen är stor i delar av samhället.
- Livsmedelsproducenter har rädslor att livsmedelsvarumärken förlorar värde när det förekommer slamgödsling.

3.3 Hållbarhet och beredskapsperspektiv

Alla aktörer som deltog i samtalen (se Tabell 2.1) visade en medvetenhet att det behövs mer hållbara gödselmedel. Dessutom var alla medvetna om att avloppsslam innehåller näringsämnen. Men detaljkunskap angående möjligheter till återföring av näringsämnen från avloppsfraktioner och vilka näringsämnen som finns i slammet saknades hos många aktörer som inte redan håller på med avloppsslamhantering.

Med rådande läge i världen och mer osäkra gödselmedelspriser ökar fokus på självförsörjning av kritiska ämnen. Samhället har blivit mer uppmärksam på detta, vilket nämndes i ett flertal av samtalen. Jordbruksverket presenterade 2023 en rapport om gödselmedelsproduktion i Sverige (Ekman et al. 2023) där restprodukter inklusive avfall och avlopp lyftes fram som förutsättningar för inhemsk växtnäringproduktion. Ett ökat kretslopp för att återföra växtnäring till primärproduktion ökar livsmedelsberedskapen men har också miljönytta. En utredning tillsatt av regeringen 2022 för att utveckla den

svenska livsmedelsberedskapen har lämnat betänkandet *Livsmedelsberedskap för en ny tid* (Petersson et al. 2024). I betänkandet ingår bland annat rekommendationen om ett ändamålsenligt regelverk för inhemsk produktion av mineralgödsel samt att den inre marknaden och handeln för livsmedelsförsörjningen bör upprätthållas. Det finns alltså drivkrafter för att öka återvinning av växtnäring från avlopp, både i EU ur hållbarhets-synpunkt och inom Sverige för ökad beredskap. I detta ingår att skapa regelverk som möjliggör säker återvinning från restprodukter.

Forskningen visar en sårbarhet i Norrland gällande livsmedelsförsörjning eftersom en stor del av livsmedelsproduktionen och jordbruket ligger i södra Sverige (Andersson et al. 2022). Det utökar incitamentet att bygga upp regionala kretslopp i Norrland för större resiliens inom livsmedelsproduktionen. I samtalen nämnde lantbrukare i Norrland dessutom en stor priskänslighet när det gäller gödselmedel och att några lantbrukare redan använder för lite gödselmedel på grund av för höga priser. Många lantbrukare och lantbruksorganisationer i Norrland visade ett intresse för spridning av avloppsslam, oavsett om deras nationella branschorganisationer har en policy emot slamspridning. Det kan ses som ett tecken att det finns ett tydligt behov av prisvärda gödselmedel i Norrland.

3.4 Kolsänka (slambiokol)

Forskning visar att slambiokol är stabilt under flera decennier eller till och med flera hundra år i jorden (Leng et al. 2019; Sanei et al. 2024). Därför kan slambiokol anses som kolsänka om kolet används på rätt sätt och därmed bidrar till ökad långvarig kolinlagring i mark (vilket då medför negativa koldioxidutsläpp när utsläpp till atmosfären undviks). Det ger slambiokol avsättningsmöjligheter som andra produkter från avloppsslam inte har. Det finns olika aktörer som visar intresse i slambiokol som kolsänka:

- Kommuner med hållbarhetsmål kan använda kolsänkor för att nå sina klimatmål.
- Kommunala VA-bolag, för att nå hållbarhetsmål inom egna verksamheten.
- Företag utanför kommunal verksamhet som vill vara koldioxidneutrala och har möjligheter att använda slambiokol i sin verksamhet (t.ex. byggföretag som använder slambiokol i grönytor och dagvattenanläggningar).

Dessutom finns ambitioner för utvecklingen av marknadsplatser för kolkrediter. På sådana marknadsplatser kan slambiokolstillverkare sälja certifikaten som andra verksamheter sedan kan köpa för att neutralräkna andra växthusgasutsläpp. Marknadsplatser är under utveckling och det är inte klart vilken potential och vilket pris kolkrediter kommer att ha.

Slambiokol som kolsänka kan vara intressant eftersom det kan hjälpa till att medfinansiera pyrolysanläggningar för slam och få med aktörer utanför VA-sektorn som inte har intresse i näringsämnen från avloppsslam.

3.5 Regional avsättning

Varumärken och produkter från Norrland har oftast fokus på regionalitet, detta kan till och med vara huvudanledningen för existensen av produkten eller varumärket. Därför ligger stort fokus på att öka regionaliteten. Regionala gödselprodukter eller ett regionalt kretslopp blev därför nämnt som positivt och i linje med varumärken och produkter.

Flera aktörer blev mindre intresserade om gödselprodukter behöver förädlas i södra Sverige (eller utomlands) innan de kan användas i Norrland. För regional förädling av avloppsprodukter krävs ytterligare infrastruktur och investeringar.

3.5.1 Marknad för produkter från avloppsslam

Direktspridning av avloppsslam på åkermark är etablerat i södra Sverige, mestadels genom Revaq-certifieringen. Entreprenörer är ofta ansvariga för avsättningsprocessen, transport och dokumentation. Det betyder att det finns en etablerad marknad (affärsmodell och intressenter) i södra Sverige. I norra Sverige är direktspridning inte etablerat. Några få reningsverk i de södra delarna av Norrland har hittat viss avsättning genom direktspridning. Vanligtvis sker det i samarbete med entreprenörerna som redan har en etablerad verksamhet i södra Sverige. I stället är de mest etablerade avsättningarna i Norrland tillverkning av anläggningsjord, deponitäckning och deponering (deponering av *komposterat* avloppsslam är tillåtet enligt NFS 2004:4 och ändringsföreskrift NFS 2020:3) (SCB 2022b). Här finns regionala och överregionala entreprenörer. Entreprenörer som jobbar med direktspridning i södra Sverige vill etablera sig i Norrland men kan inte konkurrera med prismodellen hos de redan etablerade avsättningarna i regionen. Det gäller särskilt under den dyra etableringsfasen.

Nya produkter som slambiolol eller gödselmedelsprodukter tillverkade av förbränningsaska är helt oetablerade i hela Sverige. De kan delvis ersätta befintliga produkter, konkurrera mot befintliga produkter eller vara ett komplement till befintliga produkter, beroende på produktens egenskaper, utvecklingen av marknaden och lagstiftningen. Även om det finns ett intresse inom vissa sektorer (se efterföljande avsnitt), finns just nu ingen marknad och inga entreprenörer för handel med sådana avloppsslamprodukter. Entreprenörer som i dagsläget jobbar med avsättning av avloppsslam kommer förmodligen också visa ett intresse för avloppsslamprodukter, men eftersom det inte finns fullskaliga produktionsanläggningar, är framtida marknadsstrukturer oklara. Beroende på egenskaperna hos avloppsslamprodukterna kan också nya entreprenörer vara intresserade (som t.ex. gödselmedelsproducenter). Avsaknad av marknadsstruktur gör det svårt att bedöma priserna för framtida produkter. För vissa produkter finns exempel utanför Sverige med en etablerad marknad och prisbild men det är oklart om eller hur det kan överföras till Sverige. Tillverkning av produkterna kommer i alla fall att bli mer kostsam än den aktuella avloppsslambehandlingen, och kostnaderna måste i så fall läggas på VA-sektorn och/eller produkterna. I så fall kan det bli svårt för nya produkter att konkurrera med själva avloppsslammet, som lantbrukare i dag ibland kan få gratis eller ibland till och med kan få betalt för att ta emot (detta gäller dock ej slam från Revaq-verk där det explicit är otillåtet att betala lantbrukare att ta emot slam). Om framtida avloppsslamprodukter kan konkurrera med fossila eller jungfruliga gödselmedelsprodukter kan också ifrågasättas eftersom aktörerna i dag inte vill betala mer för klimatmässigt hållbara eller återvunna gödselmedel. Detta kan bli viktigt att ha i åtanke vid etablering av affärsmodeller för avloppsprodukter, i synnerhet då lantbrukare i dagsläget kan ha svårt att betala för gödselmedel överhuvudtaget.

3.5.2 Jordbruk

Även om väldigt lite slam i Norrland avsätts inom jordbruk, finns det jordbruk i Norrland som visar intresse för regionala gödselmedel. Jordbruket i Norrland skiljer sig åt i sin struktur från jordbruket i södra Sverige.

Jordbruksföretag i Norrland har i jämförelse med södra Sverige mindre ytor och fokuset ligger på djurgårdar, framför allt mjölkgårdar, och livsmedelsgrödor (t.ex. potatis). Jordbrukare i Norrland producerar nästan inga grödor för export. Dessutom finns lite spannmålsodling i Norrland och ännu färre jordbruksföretag som enbart satsar på spannmålsodling. Odling av oljeväxter eller majs som fodermedel eller industriprodukt finns inte i Norrland.

Samtidigt förändras strukturen hos jordbruket i Norrland. Antalet mjölkgårdar har minskat tydligt under de senaste åren (Karlsson 2020). Däremot finns det bättre förutsättningar för spannmålsodling på grund av klimatförändring, nya spannmålssorter och god tillgång till obrukad jordbruksmark (Karlsson 2015a; Karlsson 2015b). En större

medvetenhet om sårbarheten i norra Sverige leder till tankar kring en resilient och regional livsmedelsproduktion ur ett beredskapsperspektiv.

Flera lantbrukare och lantbruksorganisationer nämnde att det finns ett växande behov av gödselmedel till bra pris i Norrland. Vilken typ av gödselmedel det behövs beror på lokala förhållanden och vilken växt som ska odlas. Anledningar till behovet har att göra med ett minskande antal djurgårdar som innebär mindre stallgödsel och ett mindre produktivt lantbruk i Norrland, som i sin tur leder till större känslighet mot prisökningar för gödselmedel. I samtalen nämndes att några lantbrukare inte har råd att köpa tillräcklig mycket gödselmedel. Det leder till mindre skördar och förstärker priskänsligheten ytterligare.

Eftersom livsmedelsproducenter i Sverige inte accepterar slamgödslande grödor och LRF Mjölks branschpolicy förbjuder slamanvändning på mjölgårdar, oavsett om det sker inom eller utanför mjölkproduktionen, är slamanvändningen i Norrland starkt begränsad (LRF Mjolk 2020). Avsaknaden av exportproduktion och produktion av oljeväxter och majs minskar potentialen för slamgödsling ännu mer.

Det finns viss spannmålsproduktion i Norrland som använder ytor hos nedlagda gårdar. Spannmålet används framför allt som fodermedel. Speciella spannmålssorter och klimatförändringar ger möjlighet till ökad spannmålsproduktion. Just nu drivs ökningen av spannmålsproduktionen av enskilda individer. Slamgödsling är möjligt i spannmålsproduktion som fodermedel, och producenter är mycket positiva till slamgödsling. Dessutom anses en regional produktion av spannmål som positivt ur ett beredskapsperspektiv.

Lantbrukare nämnde att det finns ett behov av strö för djurgårdar. Om ströet odlas separat kan slamgödsling vara möjligt. En annan möjlighet för slamgödsling finns i produktion av energigrödor. Energigrödor (förutom skog) odlas bara i liten utsträckning i Norrland. Trots det är slamgödsling en möjlighet för att öka lönsamheten av produktionen. Eftersom energigrödor kan användas även inom biogasproduktion, kan det finnas synergier med rötning av slam och möjligheter för ett slutet kretslopp.

3.5.3 Skogsbruk

I skogsbruk finns ett behov av gödselmedel. Det är främst kväve som är av intresse medan slam innehåller framför allt fosfor och i mindre utsträckning kväve. Förutom en icke optimal näringssammansättning, finns det också stora krav på hanteringen av gödselmedel i skogsbruk. Det handlar mycket om att gödselmedlen ska vara högkoncetrerade och ha bra spridningsegenskaper eftersom skog har begränsad framkomlighet.

Även om spridningen av avloppsslam i skog är utanför livsmedelsproduktion, är Skogsstyrelsen (delvis) väldigt negativt inställd kring slamgödsling. Deras argument liknar LRF Mjölks branschpolicy angående okända giftiga ämnen som hamnar i naturen och ekosystemen. Dessutom anser de att bär, svamp och vilt också kan vara del av livsmedelsproduktionen (Röhne 2010; Backma 2014).

Skogsstyrelsens inställning, i kombination med att behovet inom skogsbruk inte helt passar avloppsslammets egenskaper, har lett till att skogsgödsling med avloppsslam bara har skett inom några forskningsprojekt och inte i större skala. Skogsägarna är därför bara intresserade av att använda produkter från avloppsslam om acceptansen från samhället och Skogsstyrelsen förbättras.

3.5.4 Park och trädgård

Parkverksamheter använder redan i dag biokol, bland annat i skelettjordar som är en typ av jordblandning som ofta används vid trädplantering i stadsmiljö. Därför finns det ett intresse för slambiokol som de hoppas kan vara billigare och dessutom lokalproducerad. De visar också intresse för näringsämnen som slambiokol innehåller, eftersom de i vissa fall tillsätter näringsämnen i sin aktuella biokolsanvändning i skelettjordar. Trots detta måste slambiokolets egenskaper testas eftersom möjliga användningsområden beror på

exempelvis hur lösliga näringsämnen är i slambiol och andra materialegenskaper. Det finns såväl användningar för slambiol med lösliga näringsämnen (t.ex. skelettjordar) som användningar för slambiol med olösliga näringsämnen (t.ex. dagvattenanläggningar). Dagvattenanläggningar kan dessutom dra fördel av slambiolens vattenhållningsförmåga och reningsegenskaper, som dock behöver utvärderas vidare.

Parkverksamheter är oftast kommunala. Eftersom VA också ligger inom kommunal verksamhet, kan en användning inom parkverksamheten vara enklare därför att kretsloppet är helt inom den kommunala verksamheten och kolkrediter kan användas inom kommunen (se avsnitt 3.4). Det är oklart hur slambiol kommer att användas inom parkverksamheten i praktiken, och det beror mycket på slambiolens egenskaper, pris samt hur mycket slambiol som kan användas inom parkverksamheten. Andra produkter från avloppsslam är betydligt mindre intressanta för parkverksamheten t.ex. på grund av luktproblem.

3.6 Framsyn

På framsynsworkshopen värderades trender eller potentiella förändringar inom olika domäner (t.ex. lagstiftning och omvärldsläge), sannolikheten av att olika förändringar inträffar och vilken effekt eller påverkan det kan ha på slamhanteringen. Trenderna som identifierats baserat på avsättningsanalysen utgjordes av:

- *Nytt EU-avloppsdirektiv*: Nytt direktiv med krav på fosfor- och kväveåtervinning och energineutralitet i reningsverk, vilket förändrar hanteringen av slamprodukter.
- *Regler för energineutrala reningsverk*: Krav på energineutrala reningsverk inom EU innebär ett ökat tryck på att utveckla och implementera energibesparande teknik och återvinna energi från slammet.
- *Slamhantering enligt avfallshierarki*: Enligt det nya avloppsvattendirektivet ska slamhanteringen ske enligt avfallshierarkin som prioriterar återanvändning och återvinning av resurser som fosfor och kväve, vilket kan leda till en utfasning av vissa avsättningsalternativ.
- *PFAS-reglering*: Danmark har infört PFAS-gränsvärden för slam på åkermark, vilket driver på behovet av att införa liknande regler i Sverige. Revaq har också införlivat PFAS som prioriterat ämne från 2025. Möjliga framtida PFAS-regler för slamavsättning kan kräva ny teknik för rening av föroreningar och förbättring av slamkvalitet.
- *Stöd till regionala kretslopp*: Det finns politiska incitament för att stärka kretsloppet av växtnäring i Sverige, särskilt i Norrland, för att öka livsmedelssäkerheten.
- *Högre efterfrågan på prisvärda gödselmedel*: Norrland har ett ökande behov av kostnadseffektiva gödselmedel, särskilt för lantbrukare med priskänslighet och mindre budget.
- *Kostnadsmässiga utmaningar med slamavsättningen*: Slamavsättningen har blivit betydligt dyrare för en del VA-organisationer.
- *Utmaningar med finansiering av nya teknologier*: Produkter som slambiol och andra återvunna gödselmedel har högre produktionskostnader än befintliga alternativ, vilket kan hämma deras konkurrenskraft.
- *Etableringskostnader för nya produkter*: Marknaden för produkter som slambiol är outvecklad och kräver investeringar i produktutveckling och viss infrastruktur för att kunna etableras i Norrland.
- *Intäktsmöjligheter med kolkrediter*: Slambiol kan generera nya intäktsströmmar genom försäljning av kolkrediter, vilket kan attrahera aktörer utanför VA-sektorn.
- *Låg acceptans för avloppsslam i jordbruk*: Starka branschpolicier från bl.a. LRF Mjölk och livsmedelsproducenter mot slamgödsling hindrar användningen av slam i vissa sektorer.

-
- *Ökat regionalt fokus för gödselprodukter:* Varumärken i Norrland efterfrågar regionala produkter och kretsloppslösningar som stödjer lokala lösningar och hållbarhet.
 - *Beredskapsperspektivet:* Det finns ett växande intresse för inhemska gödselprodukter för att minska beroendet av importerade gödselmedel, särskilt i ljuset av osäkra globala försörjningskedjor.
 - *Pyrolysanläggningar:* Utveckling av pyrolystekniken kan hjälpa till att reducera slammets volym och förstöra vissa föroreningar. Volymreduktionen kan också hjälpa inom transporten av slutprodukten.
 - *Förbränning med fosforextraktion:* Teknikutvecklingen kan hjälpa till att producera rena fosforgödselmedel och förstöra de flesta oönskade ämnen. Också volymen reduceras betydligt.
 - *Ökat intresse för biokol i parkförvaltning:* Parkverksamheter visar intresse för att använda slambiokol som ersättning för importerat biokol i skelettjordar och dagvattenanläggningar.
 - *Energiåtervinning från samförbränning av avfall och avloppsslam:* Energiåtervinning från termiska behandlingsmetoder har stor energiåtervinningspotential.
 - *Lagring av kol i marken genom slambiokol:* Biokolets kolbindande egenskaper gör det till en värdefull kolsänka, vilket stöds av aktörer som strävar efter att minska sina koldioxidavtryck.
 - *Miljökrav på hållbar spridning och transport:* Lösningar med tydlig volymreduktion och/eller torkning kan minska klimatpåverkan av lagring, spridning och transport samt effektivisera logistiken.

Av workshopen framkom att det fanns en samsyn bland deltagarna om vissa trender eller potentiella förändringar som värderades som mer kritiska än andra för slamhanteringsfrågan. Bland de högst värderade trenderna återfanns *PFAS-reglering*, *Nytt EU-avloppsdirektiv*, *Låg acceptans för avloppsslam i jordbruk* och *Kostnadsmässiga utmaningar med slamavsättningen*. Av resultaten att döma rådde däremot ingen större konsensus kring sannolikheten att potentiella förändringar inträffar/realiseras. När workshopen gick vidare till att försöka utkristallisera vilka trender som var viktigast för de olika utredningsalternativen var det utmärkande att de redan omnämna trenderna i allmänhet ansågs vara relevanta för samtliga alternativ.

4 Systemanalys

Detta kapitel inleds med att metoder och underlag för systemanalysens presenteras. Resultaten av systemanalysen presenteras i efterföljande avsnitt. Det totala antalet CO₂-ekvivalenter redovisas för respektive systemalternativ (och år) uppdelat på avsnitt 4.3, avsnitt 4.4 och avsnitt 4.5 för jordtillverkning, pyrolys respektive monoförbränning. Resultaten för respektive systemalternativ är uppdelade på följande systemkomponenter (se Figur 2.1): 1) transporter, 2) slamlagring, 3) behandling, och 4) nyttogörande av biprodukter. En sammanfattande jämförelse av totalresultat och jämförelse av utsläpp och nyttor från de olika systemalternativen presenteras i avsnitt 4.6.

4.1 Omfattning och avgränsningar

Systemanalysen avgränsades till att enbart inkludera de reningsverk som i dag producerar avvattnat slam hos organisationerna som deltar i projektet (se Tabell 4.1). Dels för att slam från mindre verk utan avvattning ofta skickas till ett större reningsverk för hantering, dels för att omfattningen av analysen med alla transportavstånd skulle bli för stor om samtliga små avloppsanläggningar inom varje organisation inkluderades. Vid de inkluderade reningsverken kan icke-avvattnat slam från andra verk vara indirekt inkluderat i de analyserade slammängderna, liksom slam från små avlopp och andra externa material. Totalt inkluderas drygt 74 000 ton slam från 46 anläggningar i analysen, där drygt 72 % av slammet rötas. Drygt 60 % av anläggningarna har i dag deponitäckning som huvudsaklig avsättning, och resterande dryga 40 % har jordtillverkning som avsättning. Hur den tillverkade anläggningsjorden från dessa anläggningar därefter används är i stort sett okänt. Av de inkluderade anläggningarna är det enbart en anläggning som har avsättning av slammet på åkermark i dag, och denna spridning sker utanför Svenskt Vattens certifieringssystem Revaq.

Tabell 4.1

Organisationer och anläggningar som har inkluderats i systemanalysen, årligen producerade slammängder (våtvikt), genomsnittligt TS-innehåll (torrsubstans) och VS-innehåll (glödförlust), samt slamlagringstider och avsättning av slammet i dag.

Organisation eller kommun	Anläggning	Rötat	Belastning [pe]	Våtvikt [ton/år]	TS [%]	VS [% av TS]	Lagringstid* [dagar]	Avsättning idag
Boden	Svedjans ARV	Ja	20 000	6 364	17	64	3	Deponitäckning
Gästrike Vatten	Duvbacken	Ja	73 000	5 400	22	66	2	Deponitäckning
Gästrike Vatten	Hedesunda ARV	Nej	700	300	12	71	548	Deponitäckning
Gästrike Vatten	Hofors ARV	Nej	3 500	1 000	23	75	11	Deponitäckning
Gästrike Vatten	Norrsundet	Nej	1 700	500	18	65	274	Deponitäckning
Gästrike Vatten	Ockelbo ARV	Nej	2 700	700	18	68	5	Deponitäckning
Gästrike Vatten	Skutskärs ARV	Nej	6 500	1 100	24	78	4	Deponitäckning
Gästrike Vatten	Östhammar ARV	Ja	3 000	400	19	62	4	Deponitäckning
Gästrike Vatten	Österbybruk ARV	Nej	1 200	200	24	62	7	Deponitäckning
Gästrike Vatten	Öregrund ARV	Nej	1 500	200	27	75	7	Deponitäckning
Gästrike Vatten	Alunda ARV	Nej	1 000	400	19	69	11	Deponitäckning
Gästrike Vatten	Gimo ARV	Nej	2 200	500	16	76	4	Deponitäckning
Helsing Vatten	Häggesta RV	Ja	25 000	2 364	21	65	4	Jordtillverkning
Helsing Vatten	Arbrå RV	Nej	3 250	488	22	73	10	Jordtillverkning
Helsing Vatten	Edsbyns RV	Nej	5 200	1 000	25	72	7	Jordtillverkning
Helsing Vatten	Alfta RV	Nej	2 600	400	24	78	10	Jordtillverkning
Hudiksvall	Reffelmansverket	Ja	17 500	1 639	26	57	34	Deponitäckning

Organisation eller kommun	Anläggning	Rötat	Belastning [pe]	Vätvikt [ton/år]	TS [%]	VS [% av TS]	Lagringstid* [dagar]	Avsättning idag
Hudiksvall	Delsbo ARV	Nej	3 700	540	23	72	16	Deponitäckning
Kiruna	Kiruna ARV	Nej	16 300	3 860	21	75	365	Deponitäckning
Kiruna	Katterjåkk ARV	Nej	1 300	704	21	75	365	Deponitäckning
Kiruna	Abisko ARV	Nej	257	1 100	21	75	365	Deponitäckning
Lumire	Uddebo	Ja	59 119	8 940	18	63	210	Jordtillverkning
MIVA	Knorthems RV	Ja	16 047	1 200	28	65	182	Jordtillverkning
MIVA	Bodums RV	Ja	9 996	950	30	47	182	Jordtillverkning
MIVA	Prästbordets RV	Ja	11 756	1 000	25	47	182	Jordtillverkning
MSVA	Tivoliverket	Ja	49 578	3 442	27	61	7	Deponitäckning
MSVA	Fillanverket	Ja	18 613	1 502	26	61	7	Deponitäckning
MSVA	Essviks RV	Ja	11 179	663	22	59	7	Deponitäckning
MSVA	Bällsta	Nej	3 750	478	24	68	7	Deponitäckning
MSVA	Stöde	Nej	1 170	104	25	70	28	Deponitäckning
MSVA	Näs	Nej	10 603	1 410	25	70	7	Jordtillverkning
MSVA	Söråker	Nej	2 193	323	17	73	7	Jordtillverkning
MSVA	Sandarna	Nej	2 028	222	20	67	7	Jordtillverkning
MSVA	Bergsjö	Nej	1 236	585	18	70	10	Deponitäckning
MSVA	Strömsbruk	Nej	1 432	267	18	73	10	Deponitäckning
MSVA	Gnarp	Nej	954	199	21	66	28	Deponitäckning
PIREVA	Sandholmens RV	Ja	21 400	3 900	25	59	576	Jordtillverkning
SEVAB	Hedåsen	Ja	15 591	5 130	20	76	185	Åkermark**
Skellefteå	Tuvan RV	Ja	64 000	6 732	22	68	2	Jordtillverkning
Söderhamn Nära	Granskär ARV	Nej	8 900	2 982	22	75	307	Deponitäckning
Ånge	Fränsta ARV	Nej	1 100	225	34	60	20	Deponitäckning
Ånge	Ånge ARV	Nej	2 770	800	14	61	20	Deponitäckning
Östersund	Gövikén	Ja	99 500	3 257	28	61	97	Jordtillverkning
Östersund	Gövikén externslam	Nej	99 500	204	28	88	97	Jordtillverkning
Östersund	Lit RV	Nej	1 192	174	22	74	97	Jordtillverkning
Östersund	Fåker RV	Nej	226	39	20	65	104	Jordtillverkning
Östersund	Tandsbyn RV	Nej	330	45	15	65	104	Jordtillverkning

* Total lagringstid i dagens jordtillverkningssystem, inkluderar tid för mellanlagring på anläggning och tid på slamplatta innan avsättning

** Spridning på åkermark utanför Revaq

I praktiken kan det antas att en större anläggning kan ha högre effektivitet, samt att olika slam ger upphov till olika former och mängder av utsläpp. Det har inte gjorts några antaganden gällande potentiella stordriftsfördelar i beräkningarna inom denna analys, och samma omvandlingsfaktorer för näringsämnen och utsläpp har använts för samtliga reningsverk, oavsett exempelvis föllningsmetod eller rötning vid verket. Därutöver utesluts utsläpp från konstruktionsfasen och "End-of-life"-utsläpp från anläggningarna och infrastrukturen som krävs inom de olika systemalternativen, samt eventuella utsläpp som resulterar från kemikalieanvändning då denna information inte har funnits att tillgå.

4.2 Metod

Den framtagna modellen som ligger till grund för systemanalysen bygger på insamlade data gällande slammängder, slamminnehåll, placering av anläggningar och lagringsytor, avsättningsmöjligheter som har levererats till projektet av deltagande organisationer, samt litteraturstudier gällande klimatavtryck för ingående komponenter i de olika alternativen. Vissa nyckeltal kopplade till behandlingsalternativet pyrolys har erhållits från teknikleverantören AquaGreen.

Det finns gott om LCA- och systemstudier som utförts i liknande syfte, att jämföra utsläpp från olika tekniker eller metoder för slamhantering (Chang et al. 2025; Grundestam et al. 2020; Havukainen et al. 2019; Tumlin et al. 2014). Olika studier använder olika referenser och nyckeltal vilket gör det svårt att jämföra resultat. I ett försök att bidra till konsensus inom den svenska VA-branschen utgår detta projekt huvudsakligen från utsläppsfaktorer och referenser som finns presenterade i från Svenskt Vattens klimatberäkningsverktyg (Svenskt Vatten 2024). En utmaning i att hitta relevant och representativa data är att det ofta saknas tydlighet i vilka antaganden som gjorts och vad en siffra eller nyckeltal representerar eller inte. Data och referenser har initialt hämtats från Svenskt Vattens klimatberäkningsverktyg och därefter kompletterats med data från annan litteratur vid behov (mer om detta i efterföljande avsnitt).

4.2.1 Översikt över systemalternativ

Jordtillverkningsalternativet

I jordtillverkningsalternativet beräknas transportutsläpp baserat på transporter av slam från ARV till slamlager, transport av slam från slamlager till jordtillverkningsanläggning, och transport av jord från jordtillverkningsanläggning till deponitäckning (se Figur 2.1). Utsläpp från slamlagring beräknas som metanemissioner från mellanlagring av slam på avloppsreningsverk, och från lagring av slam på egen eller extern slamplatta. Jordtillverkningen antas ske på samma tillverkningsplats som respektive aktör nyttjar i dag. Utsläpp från behandling beräknas utifrån utsläpp från kompostering av slam, tillverkning av anläggningsjord, och användning av kompost som deponitäckning. De ”negativa utsläppen” från nyttogörande av biprodukter beräknas utifrån att slam ersätter grus i jordtillverkningen (nyttan av slammet antas i huvudsak vara ersättning av en enklare bulkvara), samt att deponitäckning ger upphov till kolinlagring.

Pyrolysalternativet

I pyrolysalternativet beräknas transportutsläpp baserat på transporter av slam från avloppsreningsverk till slamlager, transport av slam från slamlager till pyrolysanläggning, och transport av slambiol från pyrolysanläggning till avsättning (Figur 2.1). Pyrolysanläggningar antas upprättas vid varje aktörs huvudverk (om ingen annan uppgift erhållits från projektdeltagaren). Utsläpp från slamlagring beräknas som metanemissioner från mellanlagring av slam på avloppsreningsverk, och från eventuell lagring av slam på egen slamplatta. Utsläpp från behandling beräknas utifrån utsläpp från användning av el och värme (LPG, eng. liquid petroleum gas) vid pyrolys. De ”negativa utsläppen” från nyttogörande av biprodukter beräknas utifrån att användningen av slambiol vid avsättning ger upphov till kolinlagring, samt att spillvärmens från pyrolyprocessen kan ersätta fjärrvärme.

Monoförbränningsalternativet

I monoförbränningsalternativet beräknas transportutsläpp baserat på transporter av slam från reningsverk till eget slamlager, transport av slam från slamlager till förbränningsanläggning, transport av aska från förbränningsanläggning till fosforåtervinningsanläggning, och transport av återvunnen fosforprodukt från återvinningsanläggningen

till avsättning (Figur 2.1). En gemensam central förbränningsanläggning förväntas vara placerad i Umeå i enighet med de systemförslag som har presenterats av Norrslam. Utsläpp från slamlagring beräknas som metanemissioner från mellanlagring av slam på avloppsreningsverk. Utsläpp från behandling beräknas utifrån utsläpp från användning av el- och värme vid slamtorkning, el- och värmeanvändning vid monoförbränning av slam, samt utsläpp från fosforåtervinningsprocessen. De ”negativa utsläppen” från nyttogörande av biprodukter beräknas utifrån användningen av återvunnen fosforprodukt i jordbruk, samt återvinningsbar el- och värmeenergi från förbränningsprocessen.

4.2.2 Transportberäkningar

Deltagarorganisationer har lämnat in koordinater till avloppsreningsverk, slamlager och anläggningar för jordproduktion och deponitäckning. För monoförbränningsalternativet har det antagits att en centraliserad anläggning placeras i Umeå (motsvarande det pågående initiativet Norrslam, läs mer om detta i kapitel 1), och att det i pyrolysalternativet placeras en anläggning vid varje deltagande organisations största reningsverk. Jämfört med förbränningsanläggningar är pyrolyssugnar relativt små och har lägre behandlingskapacitet. Därför behövs det ett större antal pyrolyssugnar för att kunna behandla samma mängd slam som kan behandlas i en förbränningsanläggning som kan byggas i större skala. Placeringen av anläggningarna används för att säkerställa en uppskattning av realistiska transportavstånd i analysen. För monoförbrännings- och pyrolysalternativen har det antagits att mellanlagring på reningsverken kommer att fortsätta på samma sätt som inom jordtillverkningsalternativet, men att lagring på slamplatta (som ofta sker hos jordtillverkaren i dag) uteblir. För att beräkna samtliga transportavstånd mellan reningsverk, lagringsytor, och förädlingsanläggningar har Google Maps använts. Användning som deponitäckning sker på ett uppskattat snittavstånd från anläggningen där jorden tillverkas. Dessa avstånd baseras på de uppskattningar vi fått in från projektets deltagare.

För transportavstånd från behandling till avsättning av återvunnen fosforprodukt i monoförbränningsalternativet och slambiol i pyrolysalternativet har antagandet gjorts att produkterna avsätts 100 km från anläggningarna där fosforprodukten eller slambiololet produceras. Med undantag för transporten av aska från förbränning till fosforåtervinning, som antas ske med tåg, antas att transporter sker med diesel-driven lastbil som genererar utsläpp motsvarande 0,067 kg CO₂e/ton, km (NTM, u.å.a). Tågtransporter sker med ett avtryck motsvarande 0,01273 kg CO₂e/ton, km (NTM, u.å.b). Samtliga transporter från reningsverken till behandlingsanläggning är beräknade utifrån varje individuellt reningsverks slammängd och faktiska avstånd. Detaljer kring avstånd och transportutsläpp finns beskrivna i Bilaga A.

4.2.3 Beräkning av utsläpp vid slamlagring

Utsläppen av växthusgaser från slam under lagring har beräknats enligt redovisade resultat från Nilsson Påledal et al. (2020). Under deras mätkampanjer, som avsåg mätning av växthusgasemissioner från lagrat rötat slam vid det öppna slamlagret vid Nykvarnsverket i Linköping, lyckades de inte uppmäta några lustgasemissioner (N₂O), utan enbart metanemissioner (CH₄). I analysen som presenteras i denna rapport antas att slamlagring enbart ger upphov till metanutsläpp. En jämförelse av resultaten från Nilsson Påledal et al. (2020) med andra svenska studier gällande emissioner av växthusgaser från slam under lagring presenteras i Tabell 4.2. Variationer i totala emissioner av koldioxidekvivalenter mellan studierna är betydande. I brist på publicerade data baserade på uppmätta emissioner från norrländska slamlager används resultaten från Nilsson Påledal et al. (2020). Detta är samma referens som används i Svenskt Vattens klimatberäkningsverktyg och motsvarar de mest aktuella data som har publicerats om växthusgasavgång från svenska slamlager. Om metanemissionerna i Nilsson Påledal et al. (2020) uttrycks som koldioxidekvivalenter och jämförs med de summerade emissionerna från Flodman (2002) och från Jönsson et al. (2015) uttryckta som

koldioxidekvivalenter faller resultaten från Nilsson Påledal et al. nära mitten av spannet som utgörs av referenserna.

Studie	Metanemissioner [kg CH ₄ /ton TS, år]	Lustgasemissioner [kg N ₂ O/ton TS, år]	Tidsperiod	Skala	Summa emissioner* [kg CO ₂ e/ton TS, år]
Flodman (2002)	3,13	5	2 maj–26 aug, 3,5 mån	Fullskala	1 450
Jönsson et al. (2015)	5,20	0,23	15 sep–6 sep, 1 år	Pilotskala	203
Nilsson Påledal et al. (2020)	27,90	Ingen detektion	24 okt–10 sep, 4 mån	Fullskala	760

* Beräknade emissioner av koldioxidekvivalenter utifrån redovisade resultat. Koldioxidekvivalenter för metan, 27 kg CO₂e/kg CH₄. Koldioxidekvivalenter för lustgas, 273 kg CO₂e/kg N₂O. IPCC AR6

Tabell 4.2

Jämförelse av uppmätta emissioner av metan (CH₄) och lustgas (N₂O) från lagring av slam under svenska förhållanden.

Baserat på deras uppmätta data presenterar Nilsson Påledal et al. (2020) en kurvanpassning (ekv. 1) för att uppskatta de årliga totala metanutsläppen från slamlagret där deras försök genomfördes, där x i uttrycket motsvarar antalet dagar slammet sedan utlastning/lagring av slampartiet startades. Detta uttryck har skalats om för att i detta arbete skatta de kumulativa utsläppen per ton TS efter ett givet antal dagar (ekv. 2). Nilsson Påledal et al. (2020) uppger att det efter 83 dagar av lagring sker nära noll metanemissioner, vilket är samma antagande som används i denna analys.

$$y_1 = 0,5022 x^3 - 88,378 x^2 + 3878,6 x \text{ [kg CH}_4\text{/år]} \text{ (ekv. 1)}$$

$$y_2 = \frac{12}{365 * (0,29 * 10\,000)} * (0,12555 x^4 - 29,4593 x^3 + 1939,3 x^2) \text{ [kg CH}_4\text{/ton TS]} \text{ (ekv. 2)}$$

4.2.4 Beräkning av utsläpp och nyttor vid jordtillverkning

Utsläppen från jordtillverkning baseras på det tillvägagångssätt som presenteras av Tumlin et al. (2014) och har kompletterats med resultat från Svanström et al. (2004). Dessa är samma referenser som ligger till grund för utsläppsfaktorn för jordtillverkning som används i Svenskt Vattens klimatberäkningsverktyg (Johansson 2025, pers.kom.). I denna analys antas att slam som används till deponitäckning först genomgår en komposterings- och jordtillverkningsprocess innan det används för täckning.

Tillvägagångssättet som presenteras av Tumlin et al. (2014) beräknar direkta och indirekta N₂O-emissioner, samt CH₄-emissioner och emissioner från energianvändning under komposteringsprocessen, samt beräknar direkta och indirekta N₂O-emissioner och CH₄-emissioner från användning av kompostmaterialet för deponitäckning. Resultaten från Svanström et al. (2004) beskriver utsläpp från maskiner och transporter vid tillverkning av anläggningsjord och kompletterar de beräknade växthusgasutsläppen enligt Tumlin et al. (2014).

Det antas att samtliga organisationer har jordtillverkning och deponitäckning som avsättning i jordtillverkningsalternativet och att denna process ser likadan ut för samtliga jordtillverkare. Det saknas publik information om jordtillverkning, särskilt vid användning av avloppsslam. I denna analys har vi utgått från den information som finns i Tumlin et al. (2014), Svanström et al. (2004) och Svenskt Vattens klimatberäkningsverktyg med tillhörande manual (Svenskt Vatten 2024). Ett pågående SVU projekt (SVU 22–113, *Metanemissioner från avloppsreningsverkens slamhantering*) ska mäta växthusgasavgångar från bland annat lagring och kompostering av slam, och resultat väntas under 2025. Slam kan komposteras tillsammans med andra organiska material och substrat när slam ingår i en jordtillverkningsprocess, men detaljer är oftast inte presenterade på en tillräcklig nivå för att kunna avgöra vad en presenterad utsläppsfaktor representerar. Denna utmaning finns även med faktorn som anges för ”Jordtillverkning” i Svenskt Vattens klimatberäkningsverktyg. Medan det är känt vilka råvaror som kan

ingå vid jordtillverkning, såsom slam, matjord, kalk, gödsel etc., så är proportionerna mestadels okända och varierar troligtvis både mellan olika tillverkare och vid olika tidpunkter hos en och samma tillverkare beroende på vilka restprodukter som finns att tillgå (Pettersson Skog 2025, pers.kom.).

De potentiella nyttorna från jordtillverkningsalternativet beräknas bestå av ersättning av det material som slam antas ersätta vid jordtillverkning samt en begränsad kolinlagring från det organiska materialet i den tillverkade jorden. I de fall jorden användas för deponitäckning antas att slammet ersätter lågvärdigt bulkmaterial i ett volymförhållande på 1:1, och inte högvärdig torv med ett stort klimatavtryck som antas i Svenskt Vattens verktyg. Inblandningen av slam i jordproduktion antas ersätta växthusgasutsläpp som uppkommer från produktion av naturgrus motsvarande 0,88 kg CO₂e/ton grus (Ulinder et al. 2024). Antagandet görs att 10 % av slammets kolinnehåll finns kvar i marken efter 100 år enligt metodiken som beskrivs av Tumlin et al. (2014), och denna inlagring motsvarar i medeltal negativa utsläpp på drygt -41 kg CO₂e/ton TS för slammet från de inkluderade anläggningarna i denna systemanalys.

4.2.5 Beräkning av utsläpp och nyttor vid pyrolys

Efter önskemål från projektdeltagarna har den pyrolysisprocess som inkluderats i denna analys baserats på den lösning som saluförs av det danska företaget AquaGreen ApS. AquaGreens process integrerar ångtorkning med en pyrolysugn där slam pyrolyseras vid 650 °C. Det saknas referee-granskad litteratur gällande AquaGreens-processlösning och dess energieffektivitet, verkningsgrad och utsläpp. I denna analys har beräkningarna baserats på data och underlag direkt från teknikleverantören själv (Wieth 2025, pers.kom.). Data från AquaGreen har jämförts med rapporter från tidigare forskningsprojekt (Thomsen et al. 2018) och andra LCA-studier som inkluderar pyrolysisprocesser (Chang et al. 2025) för att verifiera deras rimlighet.

Pyrolysisprocessen från AquaGreen kräver huvudsakligen elenergi för drift, med regelbunden användning av LPG (flytande fossilgas) för att återstarta processen efter driftuppehåll. Analysen från Chang et al. (2025) visar att slamtorkning kan vara en av de största källorna till utsläpp från pyrolysisprocesser, men då AquaGreens ångtorkningsprocess är integrerad med pyrolysugnen i den lösning som saluförs går det inte att särredovisa utsläpp från slamtorkning från utsläppen från pyrolysisprocessen. I denna systemanalys, utifrån sammansättningen av slammet i denna studie, ansätts att AquaGreens process har ett elenergibehov motsvarande 364 kWh/ton TS, och ett värmebehov motsvarande 2,8 kg LPG/ton TS (Wieth 2025, pers.kom.).

De potentiella nyttorna från pyrolysalternativet antas bestå av återvinningsbar spillvärmeenergi från pyrolysisprocesserna, samt kolinlagring från det inerta organiska materialet i det tillverkade slambiokelet när det används på åkermark. Det antas att kolinlagring ger upphov till utsläppsminskningar motsvarande -586 kg CO₂e/ton TS (Wieth 2025, pers.kom.). Det antas vidare att den återvinningsbara spillvärmens från pyrolysisprocessen, motsvarande 2 432 kWh/ton TS utifrån sammansättningen av slammet i denna studie (Wieth 2025, pers.kom.), ersätter använd fjärrvärme med en faktor motsvarande -0,054 kg CO₂e/kWh (Energiföretagen 2024).

4.2.6 Beräkning av utsläpp och nyttor vid förbränning

Förbränningsscenariot som har inkluderats i analysen bygger på monoförbränning av slam i en reaktor av typen fluidiserad bädd. Koldioxidavtryck för ett system med torkning och förbränning i fluidiserad bädd finns presenterat av Chang et al. (2025). I data som används från den referensen antas energiåtervinning i form av elektricitet och värme, i storlek baserad på antaget värmevärde i slammet som förbränns. Studien av Chang et al. (2025) innehåller data på massbalanser, energianvändning samt återvinning och processutsläpp för monoförbränning i fluidiserad bädd. Studien och resultaten är baserade på förtjockat slam med TS-halt på 3,3 %, en VS-halt på 68 % av TS, askhalt 32 % av TS,

samt kolinnehåll 53 % av VS varav det mesta är biogent kol. I studien finns massbalanser redovisade för avvattning, torkning, pyrolys och monoförbränning, och resultaten från deras arbete har omvandlats till denna studies funktionella enhet. Studien från Chang et al. (2025) i sin tur underbyggd av en litteraturstudie inkluderande fullskaleanläggningar för monoförbränning (Chang et al. 2022).

Elenergianvändning för slamtorkning beräknas till 559 kWh/ton TS, och värmeenergianvändningen till 9 416 MJ/ton TS, och detta motsvarar energibehovet av att torka slam från 20 till 90 % TS (Chang et al. 2025). Elenergianvändningen för förbränningen beräknas till 360 kWh/ton TS, och värmeanvändningen till 900 MJ/ton TS. Energiåtervinning från torkningen beräknas vara 80 % av den använda värmeenergin (7 137 MJ/ton TS), och för förbränningen av slam återvinns 5 727 MJ/ton TS värmeenergi samt 327 kWh/ton TS elenergi, baserat på ett *lower heating value* (LHV) på 11 500 MJ/ton torkat slam (Chang et.al. 2025).

Askan från förbränningen har antagits transporteras till Helsingborg (med tåg) för extraktion av fosfor och framtagande av ett fosforgödselmedel hos företaget EasyMining i deras planerade Ash2Phos-anläggning. För EasyMinings process finns begränsat med publik information och publicerad litteratur. I systemanalysen används en siffra för totalutsläpp från processen som ursprungligen redovisas av Grundestam et al. (2020). I denna systemanalys har det antagits att den återvunna fosfor används direkt på jordbruksmark utan ytterligare bearbetning eller produktifiering.

De potentiella nyttorna från förbränningsalternativet antas bestå av återvinningsbar värmeenergi, återvinningsbar elenergi, och återvinningsbar fosfor som kan ersätta mineralfosfor vid användning i jordbruk. Återvunnen värmeenergi antas ersätta fjärrvärme med en faktor motsvarande -0,054 kg CO₂e/kWh (Energiföretagen 2024), och återvunnen elenergi antas ersätta genomsnittlig svensk elproduktion med en faktor motsvarande -0,024 kg CO₂e/kWh (Electricity Maps 2025). Nettonyttan av att återvinna fosfor via Ash2Phos-processen är satt till -36 kg CO₂e/ton slam (Grundestam et al. 2020).

4.3 Resultat jordtillverkningsalternativet

Resultaten av analysen för jordtillverkningsalternativet presenteras i Tabell 4.3. Transporter och nyttogörande biprodukter är av mindre betydelse för jordtillverknings-systemets övergripande utsläpp och koldioxidavtryck (< 10 %). Lagring av slam står för den största andelen av utsläppen från systemet, följt av lustgas- och metanemissionerna under jordtillverkningsprocessen. Nyttorna från systemet är små i förhållande till systemets totala utsläpp (~ 5 %), och i storleksordningen en tiopotens lägre än de totala utsläppen.

När resultaten summeras medför systemalternativet i sin helhet klimatnegativa effekter. Notera att skillnaden i upphov till växthusgasutsläpp skiljer sig avsevärt mellan de ingående reningsverken i studien. Detta gäller inte minst slamlagringen där utsläppen är över 700 gånger högre för det mest utsläppsdrivande verket jämfört med det minst utsläppsdrivande. Denna skillnad beror på att den totala lagringstiden av slammet på dessa två anläggningar varierar mellan två dagar som minst upp till 548 dagar som mest (dock antas att utsläpp från slamlagring enbart sker under de 83 första dygnet; se avsnitt 4.2.3). Metoden för beräkning av behandlingsutsläpp utgår från faktiskt kväveinnehåll och en skattning av kolinnehållet i slammet (baserat på glödförlust, VS) från respektive anläggning, och resultaten varierar således när de uttrycks per kg TS.

JORDTILLVERKNING				
	Utsläpp [kg CO ₂ e/år]	Utsläpp medelvärde [kg CO ₂ e/ton TS, år]	Utsläpp minvärde [kg CO ₂ e/ton TS, år]	Utsläpp maxvärde [kg CO ₂ e/ton TS, år]
Transporter	414 486	25,7	1,3	155,9
Slamlagring	5 977 579	371,1	1,3	757,2
Behandling	3 729 584	231,5	178,2	277,6
- Varav kompostering av slam	2 175 939	135,1	-	-
- Varav tillverkning av anläggningsjord	644 610	40,0	-	-
- Varav användning som deponitäckning	909 035	56,4	-	-
Nyttogörande av biprodukter	- 674 249	- 41,9	- 29,7	- 54,6
- Varav ersättning av material	-32 530	-2,0	-	-
- Varav kolinlagring	-641 719	-39,8	-	-
NETTO	9 447 399	586,5	-	-

Tabell 4.3

Sammanfattande resultat för jordtillverkningsalternativet redovisat för utsläpp från transporter, slamlagring, behandling och nyttogörande av biprodukter. Totala utsläpp för hela systemalternativet (kg CO₂e/år) presenteras tillsammans med medel-, min- och maxvärden för utsläpp bland de inkluderade anläggningarna (kg CO₂e/ton TS, år).

4.4 Resultat pyrolysalternativet

Resultaten av systemanalysen för pyrolysalternativet presenteras i Tabell 4.4. Resultaten visar att transporter samt behandling av slammet via pyrolys är av mindre betydelse för pyrolyssystemets samlade koldioxidutsläpp (~10 %, respektive ~20 %). Lagring av slam står för den största andelen av utsläppen från systemet, och nyttorna som kan tillgodoräknas från kolinlagring vid användning av slambiotek är i storleksordningen en tiopotens större än systemets utsläpp från transporter, lagring och behandling. Nyttorna från systemet är mycket stora i förhållande till dess totala utsläpp (~730 %) och medför klimatpositiva effekter när resultaten summeras.

PYROLYS				
	Utsläpp [kg CO ₂ e/år]	Utsläpp medelvärde [kg CO ₂ e/ton TS, år]	Utsläpp minvärde [kg CO ₂ e/ton TS, år]	Utsläpp maxvärde [kg CO ₂ e/ton TS, år]
Transporter	103 477	6,4	2,4	46,1
Slamlagring	1 205 548	74,8	0	757,2
Behandling	272 987	16,9	16,9	16,9
- Varav elanvändning	140 718	8,7	-	-
- Varav användning av LPG	132 269	8,2	-	-
Nyttogörande av biprodukter	-11 559 354	-717,6	-717,6	-717,6
- Varav återvinningsbar värme	-2 115 405	-131,3	-	-
- Varav kolinlagring	-9 443 948	-586,3	-	-
NETTO	- 9 977 342	-619,4	-	-

Tabell 4.4

Sammanfattande resultat för pyrolysalternativet redovisat för utsläpp från transporter, slamlagring, behandling och nyttogörande av biprodukter. Totala utsläpp för hela systemalternativet (kg CO₂e/år) presenteras tillsammans med medel-, min- och maxvärden för utsläpp bland de inkluderade anläggningarna (kg CO₂e/ton TS, år).

4.5 Resultat monoförbränningsalternativet

Resultaten av systemanalysen för monoförbränningsalternativet presenteras i Tabell 4.5. Resultaten visar att själva behandlingsprocessen står för största andelen av utsläppen från monoförbränningsalternativet, där slamtorkningen står för den största andelen av utsläppen. Lagring av slam samt transporter står för lägre andelar av systemets totala koldioxidutsläpp (~ 10 %, respektive ~ 15 %). Nyttorna från systemet är betydande i förhållande till systemets totala utsläpp (~ 40 %). Koldioxidavtrycket blir dock totalt sett positivt med ett netto på omkring 8 milj. kg CO₂e/år, vilket innebär klimatnegativa effekter när resultaten summeras. En stor del värmeenergin som används för torkning av slam går att återvinna. Värmeenergin som används för torkning antas utgöras av naturgas, och den återvunna värmen antas ersätta fjärrvärme och detta speglas i koldioxidutsläppet som redovisas.

MONOFÖRBRÄNNING				
	Utsläpp [kg CO ₂ e/år]	Utsläpp medelvärde [kg CO ₂ e/ton TS, år]	Utsläpp minvärde [kg CO ₂ e/ton TS, år]	Utsläpp maxvärde [kg CO ₂ e/ton TS, år]
Transporter	2 267 236	140,8	52,5	348,1
Slamlagring	1 205 548	74,8	0	757,2
Behandling	10 881 396	675,5	675,5	675,5
- Varav slamtorkning	6 403 775	397,6	-	-
- Varav förbränning	748 046	46,4	-	-
- Varav fosforutvinning	3 729 575	231,5	-	-
Nyttogörande av biprodukter	-6 352 320	-394,4	-322,2	-560,0
- Varav användning av fosforprodukt	-2 691 153	-167,1	-	-
- Varav återvinningsbar värme	-3 080 488	-191,2	-	-
- Varav återvinningsbar el	-580 680	-36,0	-	-
NETTO	8 001 861	496,8	-	-

Tabell 4.5

Sammanfattande resultat för monoförbränningsalternativet redovisat för utsläpp från transporter, slamlagring, behandling och nyttogörande av biprodukter. Totala utsläpp för hela systemalternativet (kg CO₂e/år) presenteras tillsammans med medel-, min- och maxvärden för utsläpp bland de inkluderade anläggningarna (kg CO₂e/ton TS, år)

4.6 Jämförelse av systemalternativen

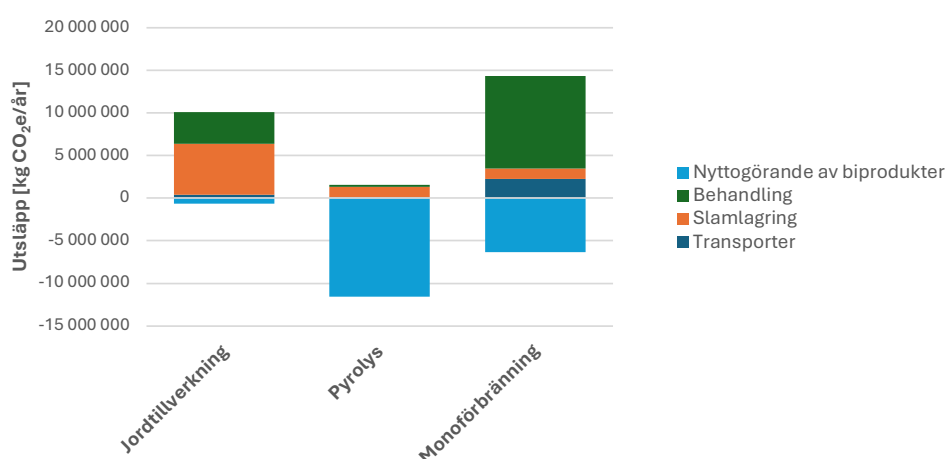
Resultaten från beräkningarna av utsläpp av koldioxidekvivalenter från jordtillverknings-, pyrolys- och monoförbränningsalternativen som presenteras i avsnitt 4.3, 4.4 och 4.5 sammanfattas och jämförs i Tabell 4.6, samt illustreras i Figur 4.1. I termer av summerade utsläpp har monoförbränningsalternativet de största utsläppen av systemalternativen, och pyrolysalternativet de lägsta. Vid nyttogörande av biprodukter ger pyrolysalternativet upphov till den största potentiella miljönyttan, och monoförbränningsalternativet den näst största nyttan. Nyttorna från jordtillverkningsalternativet är mycket små i förhållande till nyttorna från de två andra systemen. När hänsyn tas till både totala utsläpp och de "negativa utsläpp" som fås från nyttogörande av biprodukterna har pyrolysalternativet de lägsta nettoutsläppen, och jordtillverkningsalternativet de högsta. Av de inkluderade systemen är det enbart pyrolysalternativet som på totalen ger upphov till nettonegativa utsläpp.

	JORDTILLVERKNING	PYROLYS	MONOFÖRBRÄNNING
Systemkomponenter	Utsläpp [kg CO ₂ e/år]	Utsläpp [kg CO ₂ e/år]	Utsläpp [kg CO ₂ e/år]
Transporter	414 486	103 477	2 267 236
Slamlagring	5 977 579	1 205 548	1 205 548
Behandling	3 729 584	272 987	10 881 396
Nyttgörande av biprodukter	-674 249	-11 559 354	-6 352 320
NETTO	9 447 399	-9 977 342	8 001 861

Tabell 4.6

Redovisning av utsläpp från systemalternativen jordtillverkning, pyrolys, och monoförbränning redovisat för systemkomponenterna transporter, slamlagring, behandling och nyttgörande av biprodukter uttryckt i kg CO₂e/år.

Alternativen pyrolys och monoförbränning har likvärdiga utsläpp för slamlagring (samma antaganden har gjorts för båda systemen) medan de är betydligt högre för jordtillverkningsalternativet. I både jordtillverknings- och pyrolysalternativen är slamlagring den största utsläppsposten, även om lagringsutsläppen är betydligt lägre i pyrolysalternativet. För monoförbränningsalternativet är utsläppen från behandlingsprocessen den största posten, där slamtorkningen står för den största andelen av utsläppen. Till följd av de stora utsläppen från själva behandlingen vid monoförbränningen faller slamlagringen ut som den minsta utsläppsposten i detta alternativ. I både jordtillverknings- och pyrolysalternativen står transporter för den minsta andelen av utsläppen, medan andelen transportutsläpp i monoförbränningsalternativet är betydligt större (dock fortfarande relativt låga i förhållande till systemets totala utsläpp).



Figur 4.1

Jämförelse av utsläpp från systemalternativen jordtillverkning, pyrolys, och monoförbränning redovisat för systemkomponenterna transporter, slamlagring, behandling och nyttgörande av biprodukter uttryckt i kg CO₂e/år.

Då resultaten som presenteras i Tabell 4.6 och i Figur 4.1 är summerade för alla anläggningar som inkluderas i analysen framgår inte den variation som finns i utsläpp och nyttor bland anläggningarna som är inkluderade i analysen. I Tabell 4.7 redovisas min- och maxvärden för utsläpp, nyttor och nettoutsläpp bland de inkluderade anläggningarna.

Variationen mellan min- och maxvärden i utsläpp, nyttor och nettoeffekter mellan anläggningarna är betydande och skiljer sig stort från de medelvärden som presenteras för respektive alternativ i Tabell 4.3, Tabell 4.4 och Tabell 4.5. Även om numeriska värden varierar mellan olika anläggningar, kvarstår resultatet att även vid min- och maxutsläpp så ger monoförbränningsalternativet upphov till de största utsläppen och pyrolysalternativet till de lägsta. Även vid jämförelsen av min- och maxnyttor kvarstår jordtillverkningsalternativet som det system med de minsta nyttorna som inkluderas i analysen, och pyrolysalternativet som systemet med de största nyttorna.

	Minutsläpp [kg CO ₂ e/ton TS, år]	Maxutsläpp [kg CO ₂ e/ton TS, år]	Minnyttor [kg CO ₂ e/ton TS, år]	Maxnyttor [kg CO ₂ e/ton TS, år]	Minnetto [kg CO ₂ e/ton TS, år]	Maxnetto [kg CO ₂ e/ton TS, år]
Jordtillverkning	207,9	1 139,1	-29,7	-54,6	1091,9	164,9
Pyrolys	20,2	802,2	-717,6	-717,6	84,6	-697,4
Monoförbränning	729,0	1780,9	-322,2	-560,0	1220,9	357,7

Tabell 4.7

Min- och maxvärden för totala utsläpp, nyttor och nettoutsläpp uttryckta i kg CO₂e/ton TS, år bland anläggningarna som har inkluderats i de olika systemalternativen jordtillverkning, pyrolys, och monoförbränning.

5 Diskussion

Avsättnings- och omvärldsanalysen visar att det finns behov av växtnäring i Norrland och dessutom en positiv inställning till regionala lösningar. Flera aktörer visar ett tydligt intresse för återföring av näringsämnen. Fokus bör därför ligga på att skapa avsättning för produkter inom Norrlands gränser. Det hjälper också till att minska transporter och effektivisera logistiken. Eftersom det inte finns en etablerad marknad för avloppsslam eller slamprodukter i Norrland utanför tillverkning av anläggningsjord och deponitäckning, krävs en betydande insats för att etablera en marknad i Norrland. För det behövs dels kunskapsspridning för att öka intresset och förståelsen hos möjliga användare, dels etableringsmöjligheter för entreprenörer.

5.1 Så kan slamprodukter avsättas

Olika aktörer visade intresse för direktspridning av slam med möjligheten att byta till slambiol i ett senare steg, om slambiolot möter deras behov. För att etablera en avsättning i jordbruk föreslog aktörerna nya samarbetsformer. Det kan betyda att slammet från reningsverken måste avsättas på olika sätt under etableringsfasen, som blir en skillnad mot aktuella avtal för slamhanteringen. En likadan strategi är också möjligt för andra regionala avsättningar. En sådan diversifiering av avsättningar hjälper också till att inkludera mindre eller färre aktörer. Dessutom ger en diversifiering av avsättningar möjligheten att styra om avsättningen när lagstiftningen eller andra förutsättningar ändras.

Kunskapsspridning kan framför allt ske i samarbete med regionala och lokala organisationer med ett intresse i näringsämnen och resurser som finns i slam. LRF och Hushållningssällskapet har ett väl uppbyggt lokalt nätverk och de kan vara till hjälp för att sprida kunskap om möjligheter kring näringsåterföring. Också kommunala parkförvaltningar har ett intresse i näringsämnen och mull och kan vara viktiga samarbetspartner. Dessutom sker flera etableringar av nya industrier i Norrland. Många av de industrisatsningarna lockar andra aktörer med intresse i näringsämnen i ett senare steg. Det kan vara till exempel växthus som värms upp med spillvärme från industrin (se t.ex. Umeå Eco-Industrial Park). De aktörerna kan vara värdefulla samarbetspartner inom näringsåterföring och regionala kretslopp. Nya slamprodukter som slambiol ska helst etableras i samarbete med sådana intressenter för att uppfylla deras behov och för att direkt skapa efterfrågan och marknad.

När det gäller förändringar och utvecklingen av lagstiftningar kring slamhanteringen, är läget till viss del osäkert. Det förväntas inte en utfasning av direktspridning av avloppsslam på åkermark. Större fokus kommer förmodligen att ligga på hanteringen av avloppsslam enligt avfallshierarkin och återföring av näringsämnen (först fosfor och senare också kväve). Därför förväntas en utfasning av möjligheten att använda slam inom deponitäckning. Om produktion av anläggningsjord med slam kommer att vara möjligt i framtiden är oklart i nuläget, möjligt är att kraven skärps för denna avsättning.

Eftersom såväl slamproducenter som möjliga användare av produkter är betydligt färre och oftast också mindre än i södra Sverige, är samverkan mellan aktörer viktigare för att uppnå slammängder som kan behandlas och transporteras på ett hållbart sätt ekonomiskt, miljömässigt och socialt.

5.2 Önskvärda egenskaper hos en slamprodukt

Förhållanden i Norrland, som gles befolkning, långa avstånd mellan tätorter, långa vintrar och korta odlingsperioder, gör det extra viktigt att återföringsprodukter från avloppsslam har fördelaktiga egenskaper avseende lagring, transport och spridning. Sådana egenskaper förväntas samtidigt vara fördelaktiga även för etableringen av en marknad inom andra regioner.

Eftersom Norrland har långa transportavstånd är det fördelaktigt att ha en så hög TS-halt i slam som möjligt. Behandlingsmetoder som innebär torkning eller andra former av vikt- och volymreduktion ger möjligheter till längre och hållbarare transporter. När det gäller lagring av slam kan en torr produkt också vara fördelaktig eftersom biologisk aktivitet minskas, vilket leder till mindre metanavgång samtidigt som lukt reduceras. Dessutom behövs det mindre lagringsytor. Nackdelar är att en torr produkt måste förvaras under tak och att torkningen kräver stora mängder energi. Lagringsbehovet i Norrland kan vara större än i södra Sverige, eftersom vissa avsättningar bara är tillgängliga under odlingsperioden eller när marken inte är frusen. Dessutom kan slammet frysa under vinterhalvåret om det lagras utomhus på en slamplatta vilket då gör en vidarehantering av slammet nästintill omöjlig.

När det gäller spridning av slam eller produkter från slam finns det vissa krav på egenskaper hos produkten. Beroende på om produkter ska avsättas inom jordbruk, park eller skogsbruk är prioriteringsordningen av egenskaperna lite olika men själva egenskaperna är lika: En produkt från slam ska vara koncentrerad och torr för att minska antalet spridningstillfällen. Dessutom är det önskvärt att sammansättningen av näringsämnen och resurser kan anpassas så att produkten passar till området, jordtyp och gröda och att det bara behövs ett spridningstillfälle. Spridningen ska helst ske med befintlig utrustning (konstgödselspridare, kombisåmaskin) och därför är det fördelaktigt om produkten är lika de gödselmedelsprodukter som används i dag när det gäller fysiska egenskaper. Det innebär också att produkten helst ska vara dammfri under hanteringen och spridningen. För många användningsområden är det också viktigt att en produkt är luktfri. Det gäller även under tillverkningsprocessen ur ett miljö- och arbetsmiljöperspektiv.

För jordtillverkning kan antas att alla föroreningar i slammet finns kvar i den färdiga produkten. Om och hur dessa föroreningar sprids till miljön vid användning av jordprodukten har inte ingått i projektet, men resultat från tidigare SVU-projekt tyder på att slam användning kan vara en spridningsväg för PFAS (Kärrman et al. 2024). Vid pyrolys finns en avvägning mellan avskiljning av föroreningar och önskad fördelning av pyrolysisprodukter (biokol, gas, olja; se exempelvis arbetet av Gao et al. 2020 för mer detaljer). Vid högre temperaturer avgår mer av exempelvis kadmium till gas och troligtvis mer av organiska föroreningar, men även av kolet. Kadmium avskiljs under pyrolys, till vilken grad beror av processtemperaturen. Projektet *Rest Till Bäst* studerade avskiljning av kadmium vid pyrolys av avloppsslam vid olika temperaturer i laboratoriestudier. Resultaten visade att vid 600 °C fanns knappt 65 % av kadmium kvar i biokolet, vid 700 °C fanns knappt 25 % kvar, och vid 800 °C fanns 7 % kvar (Paulsson 2020).

Det finns delade meningar och evidens för vid vilken temperatur PFAS-avskiljning kan anses tillförlitlig. PFAS-förorenat slam kördes genom AquaGreens anläggning i Fårevejle, och PFAS 4 samt PFAS 22 (se ordlistan i början av rapporten) analyserades i ingående slam, renat kondensvatten, renad rökgas, skrubbevatten från rökgasrening, samt producerat slambiol. PFAS kunde inte påvisas i slambiol, mindre mängder återfanns i kondens- samt skrubbevatten, och rökgasen klarade utsläppskraven. Denna information återfinns i en nyhetsartikel; någon rapport som beskriver detta i större detalj har inte hittats (Sjællandske Nyheder 2024). Pyrolysen i AquaGreens teknik körs vid 650 °C. Det finns alltså anledning att tro att denna temperatur för pyrolys avskiljer PFAS från slammet. Huruvida denna avskiljning är tillräcklig, konstant samt gäller för olika typer av slam, är dock inte säkert. Vid monoförbränning av slam antas temperaturer

vara på pass höga ($> 800\text{ }^{\circ}\text{C}$), och defluorineringen så pass stor, att PFAS inte återfinns i mätbara halter i slamaskan (Björklund 2024). Hur PFAS fördelas till sidoströmmar från inkluderade processer och slutliga utsläpp har inte undersökts inom ramen för projektet.

5.3 Osäkerheter vid beräkning av klimatavtryck

Att beräkna utsläpp från hantering av avloppsslam är utmanande på flera sätt. Avloppsslam är ett heterogent material, och samma behandlingsprocess kan med olika slam resultera i (bi)produkter med olika egenskaper. Vidare kan slam från ett och samma reningsverk förändras över tid och över året. Direkta utsläpp är därför svåra att beräkna med hög säkerhet baserat på statistiska nyckeltal. Tillgängliga data och analyser ger snarare en indikation på storleksordning av utsläppen än precisa resultat. Resultaten som presenterats i denna systemanalys bör läsas i ljuset av detta.

Transportrelaterade utsläpp är enklare att räkna på och det finns standardiserade metoder. Osäkerheterna gällande transportrelaterade utsläpp antas därför vara förhållandevis små i denna analys. Dock kvarstår faktumet att lokalisering av olika behandlingssteg i vissa fall är osäkra och måste ansättas baseras på hypotetiska framtidsscenarioer. Störst osäkerheter bedöms i detta fall finnas för pyrolysalternativet och placering av pyrolysanläggningar. Faktiska slammängder och avstånd mellan avloppsreningsverk och existerande anläggningar har legat till grund för beräkningarna i jordtillverkningsalternativet medan transportrelaterade utsläpp i pyrolys- och monoförbränningsalternativen baseras på föreslagna lokaliseringar av de deltagande organisationerna. I praktiken skulle utsläpp från transporter kunna minskas med förbättrad avvattningsutrustning på de inkluderade anläggningarna. Ökad TS-halt i slammet minskar transportvolymerna. Elektrifierade transportfordon är ytterligare ett sätt att minska påverkan från transporter. Dock visar resultaten från analysen att utsläpp från transporter på det stora hela är av mindre betydelse för samtliga inkluderade systemalternativ, även när dieseldrivna transporter antas.

För slamlagring råder stora osäkerheter kring utsläppen av växthusgaser. Från jämförelsen av emissioner i Tabell 4.2 ses att mätningar visar på variation mellan drygt 200 och knappt 1500 kg CO₂e/ton TS och år, och i denna systemanalys har resultat som pekar på emissioner i mitten av spannet använts. Utifrån denna variation är det inte orimligt att anta att lagringsemissionerna skulle kunna vara nära en tredjedel av vad som har redovisats i denna analys, eller till och med drygt dubbelt så stora. De klimatbetingelser som råder under lagringstiden (temperatur och väderlek), huruvida slammet är orötat eller rötat samt till vilken utrotningsgrad det rötats bör teoretiskt påverka utsläppen. Det saknas dock modeller för detta beskrivna i den vetenskapliga litteraturen. Nuvarande kunskap tyder dock på att slamlagring är en betydande utsläppspost som inte bör försummas i analyser av avloppshanteringssystem. Detta bekräftas av denna studie. Det krävs dock mer kunskap kring processdynamiken för att rättvist kunna skatta emissioner från slamlager. Därutöver krävs också mer mätdata från norrländska slamlager för att klargöra utsläppens faktiska storlek. Nya resultat som kan bidra till bättre klarhet i utsläpp från svenska slamlager väntas presenteras vid slutredovisning av det pågående SVU-projektet 22-113 under 2025.

En generellt viktig faktor för utsläppen från slamlagring är lagringstiden. I denna systemanalys är det möjligt att utsläppen från slamlagring är underskattade i pyrolys- och monoförbränningsalternativen då den totala lagringstiden i dessa alternativ skulle kunna vara underskattad. För dessa alternativ antas mellanlagring av slammet på anläggningarna vara den enda slamlagringen som uppstår i scenarierna. Av praktiska och logistiska skäl bedömer vi dock att det är möjligt att viss mellanlagring även skulle kunna ske vid behandlingsanläggningarna. Baserat på beräkningsmetoden som har använts i denna analys skulle en ökning av mellanlagringstiderna med en vecka för

samtliga inkluderade reningsverk leda till en ökning av lagringsutsläppen från både pyrolys- och monoförbränningsalternativen med drygt 60 %. Sammantaget visar resultaten från denna systemanalys att slamlagring och slamlagringstid bör minimeras för att minimera växthusgasutsläppen, oavsett övrig hantering.

Förbränning är en process som primärt återvinner energi, medan pyrolys snarare använder energi men producerar material. Detta innebär att utsläppen från pyrolysalternativet är känsligare för ursprunget av den energi som används, där utsläpp från pyrolysen påverkas i högre grad än förbränning av att ändra energimix (och utsläppsfaktorer för använda energislag). Pyrolyprocessen som saluförs av AquaGreen är huvudsakligen driven med el-energi, och då den svenska el-mixen innehåller förhållandevis låg andel fossila bränslen och sammantaget har låg klimatpåverkan, blir utsläppen från pyrolysen låga i en svensk och norrländsk kontext. För förbränning blir även klimatnyttan med att ersätta el lägre om el-mixen är mindre fossilbaserad, även om återvunnen (fjärr-)värme är att betrakta som den största potentiella nyttan med systemet. Dessa resultat och resonemang följer av Chang et al. (2025), och visar tydligt att valet av energislag för att driva behandlingsprocesserna, och vilka energislag den återvunna energin antas ersätta, har stor betydelse för alternativens beräknade nettoutsläpp.

Skillnader i utsläpp mellan förbränning/pyrolys av rötat och orötat slam har inte inkluderats i analysen, men rötning samt utrötningsgrad kan antas påverka utsläpp och nyttor i samtliga behandlingsalternativ och under slamlagring. Utsläppsfaktorerna för monoförbränning är baserade på en VS-halt av 68 %. I referensen Chang et al. (2025) finns även en statistisk analys av hur VS-halten kan påverka koldioxidutsläppen från inkluderade system, där en ökning av VS generellt minskar koldioxidavtrycket eftersom mer energi kan återvinnas. Detta är inte inkluderat i modellen i denna systemanalys. Dock har slammet från de inkluderade Norrlandsanläggningarna samma VS-halt i medeltal som har använts av Chang et al. (2025) vilket bör ge rättvisa resultat ur ett helhets- eller systemperspektiv, även om resultaten och utsläppen för enstaka anläggningar kan variera. För pyrolysalternativet kan det tänkas vara en skillnad i kolinnehåll i (slam)biokolet i rötat respektive orötat slam, då slammets sammansättning och innehåll ändras vid rötning. Dock är det andelen stabilt kol som är av intresse vid kolinlagring.

5.4 Antaganden gällande substitutionseffekter

Substitutionseffekter är ofta svåra att fastställa med någon större grad av konfidens. Inkludering av olika nyttor och hur dessa uppskattas slår samtidigt hårt på analysresultaten. Skulle man exempelvis utgå ifrån att CCS (*Carbon Capture and Storage*, det vill säga infångning och lagring av koldioxid) tillämpades för biogena utsläpp från förbränningsprocessen, som exempelvis har föreslagits av initiativet Norrslam AB, så skulle de potentiella nyttorna med ett sådant alternativ öka betydligt. För att nå samma kolinlagringsnytta som för pyrolysalternativet skulle drygt 45 % av allt kol som finns i slammet från de inkluderade anläggningarna behöva samlas upp och lagras efter förbränningsprocessen (ev. emissioner från CCS-processer ej inräknat), och då och skulle även ett sådant monoförbränningsalternativ ge upphov till nettonegativa utsläpp. Huruvida ett antagande om CCS är realistiskt eller inte är svårt att avgöra. Möjligheterna är större i ett centraliserat och storskaligt system som monoförbränningen erbjuder. För närvarande kan dock CCS inte betraktas som en etablerad teknik och i Sverige finns inga driftsatta fullskaleanläggningar tillgängliga för koldioxidlagring.

Vilka nyttor som användningen av biprodukter från slamhanteringen kan tänkas resultera i kommer också ha påverkan på de olika alternativens nettoutsläpp. Ibland är dock nyttan svår att avgöra. Ett tydligt exempel på detta är inblandningen av slam vid tillverkning av anläggningsjord. Ersätter användningen av slam egentligen något annat material i jordtillverkningen, eller är jordtillverkningen bara en väg att avyttra

slam och andra restprodukter? I denna studie valde vi att utgå ifrån att slammet ersätter ett lågvärdigt bulkmaterial (grus) vilket resulterar i en begränsad nyttoeffekt. Det finns dock exempel på att man utgått ifrån att slammet ersätter torv vilket ger helt andra nyttoeffekter ur klimatperspektiv (Tumlin et al. 2014; Svenskt Vatten 2024). Enligt Anna Pettersson Skog är detta inte är ett rimligt antagande utifrån slammets egenskaper (Pettersson Skog 2025, pers.kom.).

Ett annat fall där det är svårt att avgöra nyttoaspekten är vid nyttogörandet av slam-biokol som kan utgöra en kolsänka och samtidigt innehåller fosfor. Studien har inte räknat med någon substitutionseffekt för fosfor i slambiokelet. Utgångspunkten har varit att ett nyttogörande av fosfor som ersättning för mineralfosfor bör innebära att produkten i allt väsentligt kan jämföras med en mineralgödsel vad gäller praktisk hantering ur ett lantbrukarperspektiv. Det betyder att produkten behöver kunna hanteras och spridas på ett likvärdigt sätt och ha ett högt fosforinnehåll som snabbt kan bli tillgängligt för grödan. Utan vidareförädling av slambiokelet gör vi bedömningen att dessa kriterier inte uppfylls. Utgångspunkten kan dock ifrågasättas då biokolet ändå erbjuder ett sätt att återföra fosfor till produktiv åkermark. Det finns ett värde av fosfor i slambiokol, och det värdet ska inte förringas, men det ska inte heller övervärderas när omständigheterna som styr fosfortillgängligheten för närvarande är oklara. Frikopplat från tid, koncentration och praktisk hantering kan det konstateras att det finns olika uppfattningar om fosfors växttillgänglighet i biokolet och de processer som styr denna (Sweden Water Research 2023; Gao et al. 2019; Figueiredo et al. 2021; Bornø et al. 2023; Kooij et al. 2024). Ett pågående SVU-projekt (SVU 23–107) ska tydliggöra fosfortillgängligheten i slam och slambiokol och generera kunskap kring hur fosfor i dessa produkter kan utnyttjas av växter på kort och lång sikt i en svensk kontext.

Även slambiokelets nytta som kolsänka är värd att belysa i denna diskussion. Det finns studier som tyder på både lägre och högre kolinlagring till följd av användning av slambiokol än vad som har antagits i denna systemanalys. Palmborg et al. (2023) uppger att slambiokol kan anses vara en permanent kolsänka motsvarande mellan 375–625 kg CO₂e/ton TS slam som pyrolyseras, medan studien av Woolf et al. (2021) beräknar att mellan 76 och 94 % av kolinnehållet i material som pyrolyseras vid temperaturer över 600 °C kan anses vara stabilt över en 100-årsårsperiod, vilket skulle motsvara en kolinlagring mellan drygt 1 000 och 1 300 kg CO₂e/ton TS beräknat på det genomsnittliga kolinnehållet av slammet som har inkluderats i denna analys. Val av metod för att bestämma biokolets långsiktiga stabilitet kan ge olika resultat (Leng et al. 2019; Azzi et al. 2024; Senai et al. 2024), dock kvarstår det faktum att biokol kan spela en viktig roll som kolsänka över långa tidsperioder, särskilt i kalla klimat. Metoden får också anses enkel att tillämpa i jämförelse med CCS (som skulle kunna vara svaret på kolinlagring vid monoförbränning).

5.5 Vad är ett hållbart val för Norrlandsregionen?

Av de analyserade alternativen faller pyrolysalternativet ut som det mest miljömässigt hållbara i ett större Norrlandsperspektiv, men möjligheter till exempelvis industriell symbios kan påverka lämpligheten av olika lösningar i ett mer lokalt perspektiv för anläggningarna som har inkluderats i denna analys beroende på hur restprodukter från de olika industrierna kan nyttogöras. Innan det är säkert hur energineutralitetskraven i det nya avloppsdirektivet utformas i detalj är det svårt att säga vad den lämpligaste lösningen är framåt. Monoförbränning och pyrolys är energiintensiva processer och det är för närvarande oklart hur ”energineutralitet” får beräknas inom direktivets ramar, särskilt när nyttor skulle kunna tillfalla andra aktörer än den egna VA-organisationen om centraliserade samverkansanläggningar skulle byggas för pyrolys eller monoförbränning.

Skillnader i effektivitet mellan storskalig drift och småskalig drift är inte inkluderat i

analysen. Detta då sådana data är svåra att hitta, och i brist på data svåra att göra rättvisa ansatser kring. Detta är särskilt intressant gällande utsläppen från pyrolysanläggningar som antingen skulle kunna byggas som fler mindre och decentraliserade anläggningar, eller större och mer centraliserade anläggningar. Baserat på det relativa bidraget av emissioner från transporter, är skillnader i transportutsläpp i olika alternativ av mindre betydelse. Av större betydelse i praktiken är möjligtvis ökad effektivitet, ekonomi, samverkan, tillgång till spillvärme för slamtorkning och organisatoriska faktorer, som samtliga har legat utanför ramen av projektet att undersöka.

I dag är det enklare att se mer direkt stora handfasta nyttor från pyrolysalternativet, men det finns mer oklarheter i potentiella nyttor som kan uppkomma från ett monoförbränningsalternativ. Exempelvis kan slambiolagras i mark redan i dag, men det är för projektet oklart hur möjligheter till CCS-lösningar kommer att växa fram. I dagsläget saknas anläggningar i Sverige där insamlad CO₂ kan lagras. Som monoförbrännings-scenariot är utformat leder det till begränsat nyttogörande av slammets resurser i regionen. Den återvunna fosforprodukten skulle kunna fraktas tillbaka till Norrland, men att produktifiering sker utanför regionen är suboptimalt ur det regionala beredskaps-perspektivet som lyfts upp som viktigt inom aktörsanalysen. Samtidigt återvinns både el och värme, så delar av resurserna kommer regionen till gagn. Utifrån aktörsanalysen ses även att det finns en stark regional vilja att ta vara på näringsämnen i slammet, men inget av de inkluderade alternativen möjliggör någon betydande återvinning av kväve. Termokemiska processer medför stora kväveförluster till gasfas. Pyrolysalternativet möjliggör viss återvinning av kväve då ett visst kväveinnehåll kvarstår i slambiolaget efter pyrolysen, men vid monoförbränning avlägsnas allt kväve under förbränningen. Om det kommer krav på kväveåterföring i stor skala kan monoförbränningen falla bort som lämpligt alternativ, om inte förbränningen kan kombineras med andra processer på reningsverken som i stället kan återföra betydande mängder kväve (se exempelvis arbetet av Malovanyy et al. 2022). Samtidigt är det än så länge oklart om fosfortillgänglighet kommer att spela in i hur mycket fosforåtervinning som kan tillgodoräknas, vilket då kan ha en negativ påverkan på pyrolysalternativet med hänsyn till krav i det reviderade avloppsdirektivet.

Oavsett vilka vägval som görs kommer det sannolikt att bli mer tekniskt komplicerat att hantera och behandla slammet framöver jämfört med dagens jordtillverkningssystem, och betydande investeringar kommer att behöva göras i de nya (stora) anläggningarna som behöver byggas. Hur hållbara affärsmodeller för slamprodukter i Norrland skulle kunna se ut har inte analyserats inom ramen för detta projekt, men behöver klargöras om eller när ett större systemskifte planeras i regionen. Här bör arbetet som redovisas av Gustafsson et al. (2025) i SVU-rapporten *Slambiolag – marknadspotential, kolkrediter och affärsmodell* kunna bidra med insikter.

6 Slutsatser

Slutsatser från aktörs- och avsättningsanalysen

Aktörs- och avsättningsanalysen visar att det finns ett intresse för slamprodukter i Norrland, men att aktörsnätverken och marknaden är svaga jämfört med i södra Sverige. Det finns en vilja bland lokala aktörer att ta vara på resurserna i slammet inom den egna regionen, men branschpolicyer hindrar och/eller begränsar användningen av slamprodukter inom jordbruket (vilket även gäller för landet som helhet). Det finns en efterfrågan på prisvärda gödselmedel i regionen, men att hitta hållbara affärsmodeller för slamprodukter är en svårighet när nya marknader ska etableras och nya aktörer ska engageras.

Slutsatser från systemanalysen

Av de analyserade slamhanteringsalternativen framstår pyrolys som det mest fördelaktiga alternativet ur klimatsynpunkt, både med hänsyn till uppkomna utsläpp och vid nyttiggörande av biprodukter. Pyrolys- och monoförbränningsalternativen har lägre nettoavtryck jämfört med dagens alternativ med jordtillverkning, och ger båda möjligheter att ta vara på ytterligare resurser ur slammet. Det finns stora potentiella klimatnyttor med kolinlagring från slambiookol, dock råder osäkerheter i slambiookolets egenskaper över tid och under olika förhållanden (bland annat gällande fosfortillgänglighet). Vilka nyttor och substitutionseffekter som antas har stor påverkan på resultaten och systemens nettoutsläpp (exempelvis om kolinlagring via CCS skulle inkluderas eller inte i ett monoförbränningsalternativ). Därutöver finns sannolikt utrymme för optimering av behandlingsprocesser för att skapa system som genererar ännu lägre emissioner än dagens slamhanteringsalternativ (t.ex. torkning av slam med spillvärme, fossilfria transporter eller slamlagringsminimering). Rådande kunskap tyder på att slamlagring behöver minimeras för att minimera växthusgasemissioner, oavsett övrig hantering.

Råd för fortsatt arbete

För att ytterligare kunna tydliggöra slamhanteringsalternativens klimatpåverkan krävs mer kunskap gällande dynamisk växthusgasavgång från slam under lagring, växthusgasutsläpp från jordtillverkning när slam används som insatsmaterial, slambiookolets egenskaper i mark och dess fosfortillgänglighet över tid, samt växthusgasemissioner från fosforåtervinningsprocesser.

Det reviderade avloppsdirektivets krav på energineutralitet och näringsåtervinning, med än så länge okända förutsättningar, komplicerar frågan gällande vilka slamhanteringsalternativ som kan vara hållbara i ett framtida scenario. Olika samverkansformer kan också komma att komplicera frågan ytterligare när nyttor i förhållande till direktivkrav ska tillgodoräknas (exempelvis kring vilka andelar av återvunnen energi som tillfaller vilka aktörer i ett centraliserat samägt system). Följdeffekter av delegerade akter inom det nya avloppsdirektivet behöver analyseras.

Fördjupad regional samverkan och gemensamt ägda eller drivna anläggningar kan ge stordriftsfördelar och möjligheter till mer ekonomiskt fördelaktiga lösningar, men mer utförliga och detaljerade systemstudier bör genomföras innan storskaliga anläggningar byggs. Kopplat till detta bör också analyser som tydliggör de ekonomiska förutsättningarna för olika systemalternativ genomföras, inte minst vad gäller möjligheterna till hållbara affärsmodeller för resulterande (bi)produkter.

Referenser

- Andersson, H., Gren, I.-M., Jonasson, L. och Knutsson, R. (2022). Samhällsekonomiska aspekter på svensk livsmedelsberedskap - ett nationellt och regionalt perspektiv. Hämtat från SLU Department of Economics: <https://pub.epsilon.slu.se/27956/1/andersson-h-et-al-20220518.pdf>
- Backman, M. (2014). *Stockholmarnas bajs duger inte som gödsel*. Hämtat från Svenska Dagbladet: <https://www.svd.se/a/89c78cc9-ec44-3659-9b18-bae82efd4e8e/stockholmarnas-bajs-duger-inte-som-godsel>
- Bauer, T., Ekman Burgman, L., Andreas, L. och Lagerkvist, A. (2020). Effects of the different Implementation of Legislation relating to Sewage Sludge Disposal in the EU. *Detritus*, volume 10, ss. 92-99. doi: <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2020.13944>
- Björklund, S. (2024). *Exploring the Occurrence, Distribution and Transport of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in a Waste-To-Energy Plant*. Diss. Umeå universitet. <https://umu.diva-portal.org/smash/get/diva2:1894480/FULLTEXT01.pdf>
- Bornø, M.L., Zervas, A., Bak, F., Merl, T., Koren, K., Nicolaisen, M.H., Jensen, L.S. och Müller-Stöver, D.S. (2023). Differential impacts of sewage sludge and biochar on phosphorus-related processes: An imaging study of the rhizosphere, *Science of the Total Environment*, volume 905, ss. 166888. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166888>
- Chang, H., Zhao, Y., Zhao, S., Damgaard, A. och Christensen, T.H. (2022). Review of inventory data for the thermal treatment of sewage sludge, *Waste Management*, Volume 145, ss. 106-118. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.05.002>
- Chang, H., Yuan, J., Zhao, Y., Bisinella, V., Damgaard, A. och Christensen, T.H. (2025). Carbon footprints of incineration, pyrolysis, and gasification for sewage sludge treatment, *Resources, Conservation and Recycling*, volume 212, 107939. doi: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2024.107939>
- Council Directive 86/278/EEC (1986). *Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture*. The Council of the European Communities. Hämtat från <http://data.europa.eu/eli/dir/1986/278/oj>
- Egle, L., Marschinski, R., Jones, A., Mezquita, F. Y., Schillaci, C. och Huygens, D. (2023). *Feasibility study in support of future policy developments of the Sewage Sludge Directive (86/278/EEC)*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. doi: <https://dx.doi.org/10.2760/305263>
- Ekman, S., Eklöf, P., Frostgård, G., Johnsson, B., Meijersjö, E.-M. och Törnquist, M. (2023). *Gödselmedelsproduktion i Sverige*. Hämtat från Jordbruksverket 2023:09: <https://webbutiken.jordbruksverket.se/sv/artiklar/ra239.html>
- Electricity Maps (2025). Sweden 2023 Yearly Carbon Intensity Data (Version January 27, 2025). Electricity Maps. <https://www.electricitymaps.com>
- Energiföretagen (2024). *Energiåret 2023*. https://www.energiforetagen.se/48e6bc/globalassets/energiforetagen/statistik/energiaret/2023/energiaret-2023_20250115.pdf (2025-03-26)

EurEau (2023). *Position Paper on the Proposal for a Directive concerning urban wastewater treatment (recast)*. Hämtat från EurEau: <https://www.eureau.org/resources/position-papers/7023-eureau-position-paper-on-the-proposal-for-a-directive-concerning-uwatd/file>

Figueiredo, C.C.d, de Souza Prado Junqueira Reis, A., de Araujo, A.S., Blum, L.E.B., Shah, K. och Paz-Ferriero, J. (2021). Assessing the potential of sewage sludge-derived biochar as a novel phosphorus fertilizer: Influence of extractant solutions and pyrolysis temperatures, *Waste Management*, volume 124, ss. 144–153. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.01.044>

Finnson, A. (2018). *The Swedish strategy for recycling of wastewater resources and EU's waste and recycling hierarchy*. Konferenspresentation vid European Sustainable Phosphorus Conference 3, Helsingfors 12 juni 2018. <https://www.phosphorus-platform.eu/images/Conference/ESPC3/Outcomes/ESPC3-Finnson-Svenskt-Vatten.pdf> (2025-06-18)

Flodman, M. (2002). *Emissioner av metan, lustgas och ammoniak vid lagring av avvattnat rötslam*. Meddelande 2002:4, Institutionen för lantbruksteknik. SLU – Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Gao, S., DeLuca, T.H. och Cleveland, C.C. (2019). Biochar additions alter phosphorus and nitrogen availability in agricultural ecosystems: A meta-analysis, *Science of the Total Environment*, volume 654, ss. 463–472. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.124>

Gao, N., Kamran, K., Quan, C. och Williams, P.T. (2020). Thermochemical conversion of sewage sludge: A critical review. *Progress in Energy and Combustion Science*, volume 79, ss. 100843. doi: <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2020.100843>

Gustafsson, M., Ek, L., Hellman, J. och Lazic, A. (2025). *Slambiokol – marknadspotential, kolkrediter och affärsmodell. Förstudie för svenska VA-organisationer*. SVU-rapport 2025-7. Stockholm: Svenskt Vatten. <https://vattenbokhandeln.svenskt-vatten.se/wp-content/uploads/2025/05/2025-7-Slambiokol-%E2%80%93-marknadspotential-kolkrediter-och-affarsmodell.pdf>

Grundestam, C., Johansson, K., Mellin, A., Malmaeus, M. och Rahmberg, M. (2020). *Konsekvensbeskrivning för framtida slamhantering och fosforåtervinning - Livscykelanalys och ekonomiska beräkningar av två utvalda teknikdjör för fosforåtervinning*. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Rapportnummer U 6218.

Havukainen, J., Saud, A., Fruergaard Astrup, T., Peltola, P. och Horttanainen, M. (2022). Environmental performance of dewatered sewage sludge digestate utilization based on life cycle assessment, *Waste Management*, volume 137, ss. 210-221. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.11.005>

Holmgren, G., Larsson, F.K., Johansson, M.H. och Lindblad Hammar, I. (2020). *Betänkande av Utredningen om en giftfri och cirkulär återföring av fosfor från avloppsslam* SOU 2020:3. <https://www.regeringen.se/contentassets/3d68880d2e6942f3a1dccb158e46beb7/hallbar-slamhantering-sou-20203/>

Johansson, O., Petterson, M. och Bauer, T. (2024). Actors' perspectives on barriers to the use of sewage sludge in Sweden, *Water Policy*, 395-409. doi: <https://doi.org/10.2166/wp.2024.224>

Jönsson, H., Junested, C., Willén, A., Yang, K., Tjus, K., Baresel, C., Rodhe, L., Trella, J., Pell, M. och Andersson, S. (2015). *Minska utsläpp av växthusgaser från rening av avlopp och hantering av avloppsslam*. SVU-rapport 2015-02. Stockholm: Svenskt Vatten. https://vav.griffel.net/filer/SVU-rapport_2015-02.pdf

Karlsson, A.-M. (2015 a). *Basfakta: Jordbruket i Norrbottens län*. Hämtat från Jordbruket i siffror: <https://jordbruketisiffror.wordpress.com/2015/12/22/basfakta-jordbruket-i-norrbottens-lan/>

Karlsson, A.-M. (2015 b). *Basfakta: Jordbruket i Västerbottens län*. Hämtat från Jordbruket i siffror: <https://jordbruketisiffror.wordpress.com/2015/12/08/basfakta-jordbruket-i-vasterbottens-lan/>

Karlsson, A.-M. (2020). *Det finns 1 800 hektar åkermark och 8 000 hektar slåtterängar norr om polcirkeln i Norrbottens län*. Hämtat från Jordbruket i siffror: <https://jordbruketisiffror.wordpress.com/2020/12/24/det-finns-1-800-hektar-akermark-och-8-000-hektar-slatteangar-norr-om-polcirkeln-i-norrbottens-lan/>

Kooij, J., Yang, P., Bruun, S., Magid, J., Gro Nielsen, U., Theil Kuhn, L. och Müller-Stöver, D. (2024). Phosphorus speciation in different sewage sludges and their biochars and its implications for movement of labile phosphate in two soils, *Journal of Environmental Management*, volume 370, ss. 122565. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122565>

Kärrman, A., Fredriksson, F. och Särnholm, E. (2024). *Slamspridning på åkermark – PFAS i slam, jord, gröda och mask*. SVU-rapport 2024-05. Stockholm: Svenskt Vatten. <https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/wp-content/uploads/2024/06/svu-rapport-2024-05.pdf>

Leng, L., Huang, H., Li, H., Li, J. och Zhou, W. (2019). Biochar stability assessment methods: A review. *Science of The Total Environment*, volume 647, ss. 210-222. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.402>

LRF Mjolk. (2020). *Sammanställning av mjölksektorns, av Svensk Mjölks styrelse beslutade, policy och värderingar med koppling till mjölkgårdens produktion*. Stockholm. <https://www.lrf.se/media/qnyn405x/sammanst%C3%A4llning-av-mj%C3%B6lksektorns-policy-och-v%C3%A4rderingar.pdf>

Ulinder, E., Cornelis, G., Lindhe, A., Sylwan, I., Dahlberg, A.-K., Wiberg, K., Malm, M., Farquharson, L., Hübinette, M., Englund, M., Eveborn, D., Gustafsson, J.-P., Löffler, P. och Sindhøj, E. (2024). *Filtermaterial i markbaserade avloppsanläggningar*. ISBN 978-91-620-7160-8. <https://www.naturvardsverket.se/48ffaa/globalassets/media/publikationer-pdf/7100/978-91-620-7160-8.pdf>

Malovanyy, A., Flodin, E., Shanmugam, K., Schwede, S., Ahlgren, S. och Johannesdottir, S. (2022). *Återvinning av näringsämnen från avlopp – en litteraturstudie*. SVU-rapport 2022-06. Stockholm: Svenskt Vatten. <https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/wp-content/uploads/2022/11/svu-rapport-2022-06.pdf>

NFS 2001:5 (2001). *Naturvårdsverkets föreskrifter om ändring i kungörelsen (SNFS 1994:2) med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket*. Hämtat från <https://www.naturvardsverket.se/4ac4ea/globalassets/nfs/2001/nfs2001-05.pdf>

Nilsson Påledal, S., Sehlén, R., Johansson, C., Gåfalk, M. och Yngvesson, J. (2020). *Innovativ teknik för mätning av växthusgaser från avloppsreningsverk*. SVU-rapport 2020-10. Stockholm: Svenskt Vatten. <https://vav.griffel.net/filer/svu-rapport-2020-10.pdf>

NTM (u.å. a). *Road cargo transport baselines Europe*. <https://www.transportmeasures.org/en/wiki/evaluation-transport-suppliers/road-transport-baselines/> (besökt 2024-12-19)

NTM (u.å. b). *NTMCalc Basic 4.0 Environmental Performance Calculator*. <https://www.transportmeasures.org/ntmcalc/v4/basic/index.html#/> (besökt 2024-12-19)

Palmborg, C., Norberg, I., Saarela, J. och Wakelin, R. (2023). *FÖRSTUDIE – PYROLYS AV SLAM TILL BIOKOL*. BioFuel Region, Boost Nordic Biogas, https://biofuelregion.se/wp-content/uploads/2023/11/Forstudie-Pyrolys-av-slam-till-biokol_final.pdf

Paulsson, M. (2020). *Sammanfattande slutrapport för projektet Rest till Bäst (steg 2)*. <https://biokol.org/publikationer/pdf/sammanfattande-slutrapport-steg-2> (besökt 2024-12-09)

Petersson, I., Allard, M., Jansson, K. och Berg, S. (2024). *Livsmedelsberedskap för en ny tid. Hämtat från Riksdagen SOU 2024:8*: <https://data.riksdagen.se/fil/AoDF89FC-5130-461B-81E4-4D50338B041F>

Röhne, J. (2010). *Skogsstyrelsen förbjuder gödslingsförsök med rötslam*. Hämtat från Aktuell Hållbarhet: <https://www.aktuellhallbarhet.se/miljo/klimat/skogsstyrelsen-forbjuder-godslingsforsok-med-rotslam/>

Sanei, H., Rudra, A., Møller Moltesen Przyswitt, Z., Kousted, S., Benkhettab Sidelev, M., Zheng, Z., Bom Nielsen, S. och Petersen, H.I. (2024). Assessing biochar's permanence: An inertinite benchmark, *International Journal of Coal Geology*, volume 281, ss. 104409. doi: <https://doi.org/10.1016/j.coal.2023.104409>

SFS 1998:944 (1998). *Förordning (1998:944) om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter*. Hämtat från https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-1998944-om-forbud-m.m.-i-vissa-fall_sfs-1998-944/

SJVFS 2004:62 (2004). *Statens jordbruksverks föreskrifter om miljöhänsyn i jordbruket vad avser växtnäring*. Hämtat från https://jvdoc.sharepoint.com/sites/sjvfs/Shared%20Documents/2004_62/2021-037.pdf?ga=1

SNFS 1994:2 (1994). *Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket*. Hämtat från <https://www.naturvardsverket.se/4a43a3/globalassets/nfs/1994/snfs-1994-2.pdf>

SNFS 1998:4 (1998). *Statens naturvårdsverks föreskrifter om ändring i kungörelsen (SNFS 1994:2) med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket*. Hämtat från <https://www.naturvardsverket.se/4ac4e0/globalassets/nfs/1998/nfs1998-04.pdf>

SCB (2022 a). *Utsläpp till vatten och slamproduktion 2020*. <https://www.scb.se/hitta-statistik/statistik-efter-amne/miljo/utslapp/utslapp-till-vatten-och-slamproduktion--kommunala-reningsverk-skogsindustri-samt-viss-ovrig-industri/pong/statistiknyhet/utslapp-till-vatten-och-slamproduktion-2020/> (besökt 2024-12-09)

SCB (2022 b). *Produktion och användning av slam, ton torrsustans efter region, användningskategori och vartannat år*. Hämtat från SCB Statistikdatabasen: https://www.statistikdatabasen.scb.se/pxweb/sv/ssd/START__MI__MIo106/MIo106To3/table/tableViewLayout1/

Sjællandske Nyheder (2024). *Pyrolyse fjerner PFAS fra slam*. <https://www.sn.dk/art716024/odsherred-kommune/nyhed/epokegoerende-forsoeg-pyrolyse-fjerner-pfas-i-slam/> (besökt 2024-12-09)

Svanström, M., Fröling, M., Johansson, K. och Olsson, M. (2004). *Livscykelanalys av aktuella slamhanteringsmetoder för Stockholm Vatten*. Stockholm Vatten, R nr 8 – 2004

Svanström, M., Heimersson, S. och Harder, R. (2016). *Livscykelanalys av slamhantering med fosforåterföring*. SVU-rapport 2016-13. Stockholm: Svenskt Vatten. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/wp-content/uploads/2018/10/2016-13_web.pdf

Svenskt Vatten (2024). *Klimatberäkningsverktyg*. Stockholm: Svenskt Vatten. https://www.svensktvatten.se/globalassets/dokument/klimat-och-hallbarhet/klimatberakningsverktyg_240206.xlsx (2024-04-11)

Sweden Water Research (2023). *Hur tillgänglig är fosfor i slambioolet?* <https://swedenwaterresearch.se/projektnyheter/hur-tillganglig-ar-fosfor-i-slambioolet/> (besökt 2024-12-19)

Thomsen, T. (2018). *AquaGreen PCP phase 2, WP5: Carbon Footprint Analysis of AquaGreen system: Drying and pyrolysis of sludge – in a climate perspective*. DTU Chemical Engineering, Risø Campus

Tumlin, S., Gustavsson, D. och Bernstad Saraiva Shott, A. (2014). *Klimatpåverkan från avloppsreningsverk – klimatberäkningsverktyg*. SVU-rapport 2014-02. Stockholm: Svenskt Vatten. https://vav.griffel.net/filer/SVU-rapport_2014-02.pdf

von Bahr, B. (2016). *Miljösystemanalys av Ekobalans process för pyrolys av slam*. SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut, SP-rapport 2016:61: <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1074804/FULLTEXT01.pdf>

Woolf, D., Lehmann, J., Ogle, S., Kishimoto-Mo, A.W., McConkey, B. och Baldock, J. (2021). Greenhouse Gas Inventory Model for Biochar Additions to Soil, *Environmental Science & Technology*, Volume 51/21, ss. 14795-14805. doi: <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c02425>

Öhman, M. (2024). *Nya energi- och resurseffektiva värdekedjor genom samförbränning av stråbränslen och slam*. Hämtat från Bio+ Portalen: <https://bioplusportalen.se/project/nya-energi-och-resurseffektiva-vardekedjor-genom-samforbranning-av-strabranslen-och-slam/>

Öhman, M. och Skoglund, N. (2023). *Nya energi- och resurseffektiva värdekedjor genom samförbränning av stråbränsle och slam*. Hämtat från Bio+ Portalen: https://bioplusportalen.se/app/uploads/2023/09/Marcus-Ohman_LTU.pdf

Personlig kommunikation

Johansson, Kristin; Expert vid IVL Svenska Miljöinstitutet. 2025. Mailväxling, 7 mars.

Pettersson Skog, Anna; Forskare vid RISE Research Institutes of Sweden och koordinator för branschorganisationen Sveriges jordproducenter. 2025. Möte, 29 januari

Sylwan, Ida; Forskare vid RISE Research Institutes of Sweden, 2024. Möte, 11 november.

Wieth, Christian; Chief Marketing Officer vid AquaGreen ApS. 2025. Möte, 28 februari.

Bilaga

Bilaga A Utsläpp från transporter

Jordtillverkning

Utsläppen från transporter inom jordtillverkningssystemet är beräknade som summan av transporter av slam från avloppsreningsverk till slamlager, från slamlager till jordtillverkningsanläggning, och från jordtillverkningsanläggning till deponitäckning. Våtvikter finns presenterade i Tabell 4.1 i rapporten, och de olika transportavstånden finns presenterade här i Tabell A.1. Transporterna antas ske med dieseldriven lastbil. Totala transportutsläppen redovisas i Tabell A.2. Min-, medel- och maxutsläpp från transporter uttryckta per ton slam och per ton TS redovisas i Tabell A.3.

TRANSPORTAVSTÅND JORDTILLVERKNING				
Organisation	Anläggning	Verk till slamlager [km]	Slamlager till jordtillverkning [km]	Jordtillverkning till deponitäckning [km]
Boden	Svedjans ARV	7	0	30
Gästrike Vatten	Duvbacken	0	25	0
Gästrike Vatten	Hedesunda ARV	0	37	0
Gästrike Vatten	Hofors ARV	0	41	0
Gästrike Vatten	Norrsundet	0	52	0
Gästrike Vatten	Ockelbo ARV	0	43	0
Gästrike Vatten	Skutskärs ARV	0	38	0
Gästrike Vatten	Östhammar ARV	0	16	30
Gästrike Vatten	Österbybruk ARV	0	30	30
Gästrike Vatten	Öregrund ARV	0	32	30
Gästrike Vatten	Alunda ARV	0	34	30
Gästrike Vatten	Gimo ARV	0	8	30
Helsing Vatten	Häggesta RV	0	22	30
Helsing Vatten	Arbrå RV	0	33	30
Helsing Vatten	Edsbyns RV	0	19	30
Helsing Vatten	Alfta RV	0	6	30
Hudiksvalls	Reffelmansverket	0	5	0
Hudiksvalls	Delsbo ARV	0	28	0
Kiruna	Kiruna ARV	0	334	20
Kiruna	Katterjåkk ARV	134	334	20
Kiruna	Abisko ARV	99	334	20
Lumire	Uddebo	0	22	20
MIVA	Knorthems RV	6	165	30
MIVA	Bodums RV	8	165	30
MIVA	Prästbordets RV	12	165	30
MSVA	Tivoliverket	0	11	0
MSVA	Fyllanverket	0	19	0
MSVA	Essviks RV	0	29	0
MSVA	Bällsta	0	13	0
MSVA	Stöde	0	35	0

Tabell A.1

Transportavstånd för jordtillverkningsalternativet.

TRANSPORTAVSTÅND JORDTILLVERKNING				
Organisation	Anläggning	Verk till slamlager [km]	Slamlager till jordtillverkning [km]	Jordtillverkning till deponitäckning [km]
MSVA	Näs	0	159	0
MSVA	Söråker	0	171	30
MSVA	Sandarna	0	164	30
MSVA	Bergsjö	0	71	30
MSVA	Strömsbruk	0	77	0
MSVA	Gnarp	0	54	0
PIREVA	Sandholmens RV	14	0	30
SEVAB	Hedåsen	0	47	0
Skellefteå	Tuvan reningsverk	0	131	30
Söderhamn nära	Granskär ARV	5	1	0
Ånge	Fränsta ARV	0	43	0
Ånge	Ånge ARV	0	14	0
Östersund	Göviken	0	11	0
Östersund	Göviken externslam	0	11	25
Östersund	Lit	22	21	25
Östersund	Fåker RV	40	11	25
Östersund	Tandsbyn RV	36	11	25

Organisation	Anläggning	Vikt och avstånd slam [ton*km/år]	Transportutsläpp [kg CO ₂ e/år]
Boden	Svedjans ARV	235 468	15 776
Gästrik Vatten	Duvbacken	135 000	9 045
Gästrik Vatten	Hedesunda ARV	11 100	744
Gästrik Vatten	Hofors ARV	41 000	2 747
Gästrik Vatten	Norrsundet	26 000	1 742
Gästrik Vatten	Ockelbo ARV	30 100	2 017
Gästrik Vatten	Skutskärs ARV	41 800	2 801
Gästrik Vatten	Östhammar ARV	18 400	1 233
Gästrik Vatten	Österbybruk ARV	12 000	804
Gästrik Vatten	Öregrund ARV	12 400	831
Gästrik Vatten	Alunda ARV	25 600	1 715
Gästrik Vatten	Gimo ARV	19 000	1 273
Helsing Vatten	Häggesta RV	122 928	8 236
Helsing Vatten	Arbrå RV	30 744	2 060
Helsing Vatten	Edsbyns RV	49 000	3 283
Helsing Vatten	Alfta RV	14 400	965
Hudiksvall	Reffelmansverket	8 195	549
Hudiksvall	Delsbo ARV	15 120	1 013
Kiruna	Kiruna ARV	1 366 440	91 551
Kiruna	Katterjåkk ARV	344 040	23 051

Tabell A.2

Utsläpp från transporter inom jordtillverkningsalternativet. Totala antalet ton*km och transportutsläpp för transport av slam (kg CO₂e/år) presenterat per anläggning.

Organisation	Anläggning	Vikt och avstånd slam [ton*km/år]	Transportutsläpp [kg CO ₂ e/år]
Kiruna	Abisko ARV	498 300	33 386
Lumire	Uddebo	375 480	25 157
MIVA	Knorthems RV	241 200	16 160
MIVA	Bodums RV	192 850	12 921
MIVA	Prästbordets RV	207 000	13 869
MSVA	Tivoliverket	37 862	2 537
MSVA	Fillanverket	28 538	1 912
MSVA	Essviks RV	19 227	1 288
MSVA	Bällsta	6 214	416
MSVA	Stöde	3 640	244
MSVA	Näs	224 190	15 021
MSVA	Söråker	64 923	4 350
MSVA	Sandarna	43 068	2 886
MSVA	Bergsjö	59 085	3 959
MSVA	Strömsbruk	20 559	1 377
MSVA	Gnarp	10 746	720
PIREVA	Sandholmens RV	171 600	11 497
SEVAB	Hedåsen	241 110	16 154
Skellefteå	Tuvan reningsverk	1 083 852	72 618
Söderhamn nära	Granskär ARV	17 894	1 199
Ånge	Fränsta ARV	9 675	648
Ånge	Ånge ARV	11 200	750
Östersund	Göviken	35 824	2 400
Östersund	Göviken externslam	7 355	493
Östersund	Lit	10 010	671
Östersund	Fåker RV	2 979	200
Östersund	Tandsbyn RV	3 240	217
SUMMA TRANSPORTUTSLÄPP			414 486

	Transportutsläpp [kg CO ₂ e/ton]	Transportutsläpp [kg CO ₂ e/ton TS]
Min-värde	0,3	1,3
Medel-värde	6,0	27,9
Max-värde	32,7	155,9

Tabell A.3

Min-, medel- och maxvärden för transportutsläpp inom jordtillverkningsalternativet uttryckt i kg CO₂e/ton slam och kg CO₂e/ton TS för som lastas ut från inkluderade anläggningar.

Pyrolys

Utsläppen från transporter inom pyrolysalternativet är beräknade som summan av transporter av slam från avloppsreningsverk till slamlager, transport av slam från slamlager till pyrolysanläggning, och transport av slambiol från pyrolysanläggning till användning i jordbruk. Våtvikter finns presenterade i Tabell 4.1, och olika transportavstånd finns presenterade i Tabell A.5. Antalet ton TS som antas transporteras till respektive pyrolysanläggning presenteras i Tabell A.4. Transporterna antas ske med dieseldriven lastbil. Baserat på massbalanser presenterade i Chang et al. (2025) beräknas att 8 % av utlastad våtvikt avvattnat slam kvarstår i det producerade biokolet. Enligt uppgift behöver slambiol vätas under transport av säkerhetsskäl med vatten motsvarande

30 % av biokolets vikt (Sylwan 2020, pers.kom.). Beräkningen av transportutsläppen har således delats upp på utsläpp från transport av slam, och utsläpp från transport av vätat slambiol. De totala transportutsläppen redovisas i Tabell A.6. Min-, medel- och maxutsläpp från transporter uttryckta per ton slam och per ton TS redovisas i Tabell A.7.

Organisation	Anläggning	Ton TS till anläggning
Boden	Svedjans ARV	1 082
Gästrike Vatten	Duvbacken	2 265
Helsingvatten	Häggesta	959
Hudiksvall	Reffelmansverket	550
Kiruna	Kiruna ARV	1 189
Lumire	Uddebo	1 570
MIVA	Knorthems RV	871
MSVA	Fillan ARV	2 244
PIREVA	Sandholmens RV	975
SEVAB	Hedåsen	1 026
Skelefteå	Tuvan RV	1 508
Söderhamn Nära	Granskär ARV	656
Ånge	Ånge ARV	188
Östersund	Gövik	1 023

Tabell A.4

Föreslagen placering av pyrolysanläggningar, där varje organisation har en anläggning vid det största avloppsreningsverket alternativt vid det verk där önskemål om placering har tydliggjorts av deltagande organisationer. Slam från organisationernas andra anläggningar transporteras till angiven anläggning. Ton TS till anläggning anges för att indikera storleken av installationen av pyrolysugn eller antalet ugnar som skulle krävas vid anläggningen i detta scenario.

Tabell A.5

Transportavstånd för pyrolysalternativet.

TRANSPORTAVSTÅND PYROLYS				
Organisation	Anläggning	Verk till slamlager [km]	Slamlager till pyrolysanläggning [km]	Pyrolysanläggning till avsättning [km]
Boden	Svedjans ARV	0	0	100
Gästrike Vatten	Duvbacken	0	0	100
Gästrike Vatten	Hedesunda ARV	0	40	100
Gästrike Vatten	Hofors ARV	0	61	100
Gästrike Vatten	Norrsundet	0	48	100
Gästrike Vatten	Ockelbo ARV	0	57	100
Gästrike Vatten	Skutskärs ARV	0	16	100
Gästrike Vatten	Östhammar ARV	0	91	100
Gästrike Vatten	Österbybruk ARV	0	78	100
Gästrike Vatten	Öregrund ARV	0	95	100
Gästrike Vatten	Alunda ARV	0	98	100
Gästrike Vatten	Gimo ARV	0	97	100
Helsingvatten	Häggesta RV	0	0	100
Helsingvatten	Arbrå RV	0	18	100
Helsingvatten	Edsbyns RV	0	36	100
Helsingvatten	Alfta RV	0	20	100
Hudiksvall	Reffelmansverket	0	0	100
Hudiksvall	Delsbo ARV	0	32	100

TRANSPORTAVSTÅND PYROLYS				
Organisation	Anläggning	Verk till slamlager [km]	Slamlager till pyrolysanläggning [km]	Pyrolysanläggning till avsättning [km]
Kiruna	Kiruna ARV	0	0	100
Kiruna	Katterjåkk ARV	134	0	100
Kiruna	Abisko ARV	99	0	100
Lumire	Uddebo	0	0	100
MIVA	Knorthems RV	0	0	100
MIVA	Bodums RV	8	6	100
MIVA	Prästbordets RV	12	6	100
MSVA	Tivoliverket	0	8	100
MSVA	Fillanverket	0	1	100
MSVA	Essviks RV	0	20	100
MSVA	Bällsta	0	29	100
MSVA	Stöde	0	51	100
MSVA	Näs	0	13	100
MSVA	Söråker	0	24	100
MSVA	Sandarna	0	18	100
MSVA	Bergsjö	0	66	100
MSVA	Strömsbruk	0	72	100
MSVA	Gnarp	0	50	100
PIREVA	Sandholmens RV	0	0	100
SEVAB	Hedåsen	0	0	100
Skellefteå	Tuvan reningsverk	0	0	100
Söderhamn nära	Granskär ARV	0	5	100
Ånge	Fränsta ARV	0	33	100
Ånge	Ånge ARV	0	0	100
Östersund	Göviken	0	0	100
Östersund	Göviken externslam	0	0	100
Östersund	Lit	22	0	100
Östersund	Fåker RV	40	0	100
Östersund	Tandsbyn RV	36	0	100

Tabell A.6

Utsläpp från transporter inom pyrolysalternativet. Totala antalet ton*km och transportutsläpp för transport av slam och vätat biokol (kg CO₂e/år) presenterat per anläggning.

Organisation	Anläggning	Vikt och avstånd slam [ton*km/år]	Vikt och avstånd biokol [ton*km/år]	Utsläpp slam [kg CO ₂ e/år]	Utsläpp biokol [kg CO ₂ e/år]	Tot. utsläpp [kg CO ₂ e/år]
Boden	Svedjans ARV	0	64 996	0	4 355	4 355
Gästrike Vatten	Duvbacken	0	55 151	0	3 695	3 695
Gästrike Vatten	Hedesunda ARV	12 000	3 064	804	205	1 009
Gästrike Vatten	Hofors ARV	61 000	10 213	4 087	684	4 771
Gästrike Vatten	Norrsundet	24 000	5 107	1 608	342	1 950
Gästrike Vatten	Ockelbo ARV	39 900	7 149	2 673	479	3 152
Gästrike Vatten	Skutskärs ARV	17 600	11 234	1 179	753	1 932
Gästrike Vatten	Östhammar ARV	36 400	4 085	2 439	274	2 713
Gästrike Vatten	Österbybruk ARV	15 600	2 043	1 045	137	1 182
Gästrike Vatten	Öregrund ARV	19 000	2 043	1 273	137	1 410
Gästrike Vatten	Alunda ARV	39 200	4 085	2 626	274	2 900
Gästrike Vatten	Gimo ARV	48 500	5 107	3 250	342	3 592
Helsing Vatten	Häggesta RV	0	24 144	0	1 618	1 618
Helsing Vatten	Arbrå RV	8 784	4 984	589	334	922
Helsing Vatten	Edsbyns RV	36 000	10 213	2 412	684	3 096
Helsing Vatten	Alfta RV	8 000	4 085	536	274	810
Hudiksvall	Reffelmansverket	0	16 739	0	1 122	1 122
Hudiksvall	Delsbo ARV	17 280	5 515	1 158	370	1 527
Kiruna	Kiruna ARV	0	39 423	0	2 641	2 641
Kiruna	Katterjåkk ARV	94 470	7 200	6 329	482	6 812
Kiruna	Abisko ARV	108 900	11 234	7 296	753	8 049
Lumire	Uddebo	0	91 305	0	6 117	6 117
MIVA	Knorthems RV	0	12 256	0	821	821
MIVA	Bodums RV	13 300	9 702	891	650	1 541
MIVA	Prästbordets RV	18 000	10 213	1 206	684	1 890
MSVA	Tivoliverket	27 536	35 153	1 845	2 355	4 200
MSVA	Fillanverket	0	15 340	0	1 028	1 028
MSVA	Essviks RV	13 260	6 771	888	454	1 342
MSVA	Bällsta	13 862	4 882	929	327	1 256
MSVA	Stöde	5 304	1 062	355	71	427
MSVA	Näs	18 330	14 400	1 228	965	2 193
MSVA	Söråker	7 752	3 299	519	221	740
MSVA	Sandarna	3 996	2 267	268	152	420
MSVA	Bergsjö	38 610	5 975	2 587	400	2 987
MSVA	Strömsbruk	19 224	2 727	1 288	183	1 471
MSVA	Gnarp	9 950	2 032	667	136	803

Organisation	Anläggning	Vikt och avstånd slam [ton*km/år]	Vikt och avstånd biokol [ton*km/år]	Utsläpp slam [kg CO ₂ e/år]	Utsläpp biokol [kg CO ₂ e/år]	Tot. utsläpp [kg CO ₂ e/år]
PIREVA	Sandholmens RV	0	39 831	0	2 669	2 669
SEVAB	Hedåsen	0	52 393	0	3 510	3 510
Skellefteå	Tuvan reningsverk	0	68 754	0	4 607	4 607
Söderhamn nära	Granskär ARV	0	30 459	0	2 041	2 041
Ånge	Fränsta ARV	7 425	2 298	497	154	651
Ånge	Ånge ARV	0	8 170	0	547	547
Östersund	Gövik	0	33 261	0	2 228	2 228
Östersund	Gövik externslam	0	2 087	0	140	140
Östersund	Lit	3 238	1 503	217	101	318
Östersund	Fåker RV	1 568	400	105	27	132
Östersund	Tandsbyn RV	1 620	460	109	31	139
SUMMA TRANSPORTUTSLÄPP				52 904	50 573	103 477

	Transportutsläpp [kg CO ₂ e/ton]	Transportutsläpp [kg CO ₂ e/ton TS]
Min-värde	0,7	2,4
Medel-värde	2,9	14,0
Max-värde	9,7	46,1

Tabell A.7

Min-, medel- och maxvärden för transportutsläpp inom pyrolysalternativet uttryckt i kg CO₂e/ton slam och kg CO₂e/ton TS för som lastas ut från inkluderade anläggningar.

Monoförbränning

Utsläppen från transporter inom monoförbränningsalternativet är beräknade som summan av transporter av slam från avloppsreningsverk till slamlager, transport av slam från slamlager till monoförbränningsanläggning, transport av aska till återvinningsanläggning, och transport av återvunnen fosforprodukt från återvinningsanläggning till användning i jordbruk. Våtvikter finns presenterade i Tabell 4.1, och de olika transportavstånden finns presenterade i Tabell A.8. Transporter av slam från reningsverk till slamlager, och av slam från slamlager till monoförbränningsanläggning, samt återvunnen fosforprodukt till lantbruk antas ske med dieseldriven lastbil som genererar utsläpp motsvarande 0,067 kg CO₂e/ton, km (NTM, u.å. a). Transport av aska från monoförbränningsanläggning till återvinningsanläggning antas ske med tågtransporter med ett avtryck motsvarande 0,01273 kg CO₂e/ton, km (NTM, u.å. b).

Baserat på massbalanser presenterade i Chang et al. (2025) beräknas att 6 % av utlastad våtvikt avvattnat slam kvarstår som aska efter förbränning. Beräkningen av transportutsläppen har delats upp på utsläpp från transport av slam, transport av aska, och transport av återvunnen fosforprodukt. De totala transportutsläppen redovisas i Tabell A.9. Min-, medel- och maxutsläpp från transporter uttryckta per ton slam och per ton TS redovisas i Tabell A.10.

Tabell A.8

Transportavstånd för mono-
förbränningsalternativet.

TRANSPORTAVSTÅND MONOFÖRBRÄNNING					
Organisation	Anläggning	Verk till slamlager [km]	Slamlager till förbränning [km]	Förbränning till P-återvinning [km]	Askåtervinning till avsättning [km]
Boden	Svedjans ARV	7	287	1 314	100
Gästrike Vatten	Duvbacken	0	489	1 314	100
GVAB	Hedesunda ARV	0	518	1 314	100
GVAB	Hofors ARV	0	531	1 314	100
GVAB	Norrsundet	0	457	1 314	100
GVAB	Ockelbo ARV	0	472	1 314	100
GVAB	Skutskärs ARV	0	502	1 314	100
GVAB	Östhammar ARV	0	588	1 314	100
GVAB	Österbybruk ARV	0	557	1 314	100
GVAB	Öregrund ARV	0	592	1 314	100
GVAB	Alunda ARV	0	576	1 314	100
GVAB	Gimo ARV	0	575	1 314	100
Helsing Vatten	Häggesta RV	0	436	1 314	100
Helsing Vatten	Arbrå RV	0	422	1 314	100
Helsing Vatten	Edsbyns RV	0	466	1 314	100
Helsing Vatten	Alfta RV	0	451	1 314	100
Hudiksvalls	Reffelmansverket	0	359	1 314	100
Hudiksvalls	Delsbo ARV	0	386	1 314	100
Kiruna	Kiruna ARV	0	584	1 314	100
Kiruna	Katterjåkk ARV	134	584	1 314	100
Kiruna	Abisko ARV	99	584	1 314	100
Lumire	Uddebo	0	263	1 314	100
MIVA	Knorthems RV	6	120	1 314	100
MIVA	Bodums RV	8	120	1 314	100
MIVA	Prästbordets RV	12	120	1 314	100
MSVA	Tivoliverket	0	274	1 314	100
MSVA	Fillanverket	0	271	1 314	100
MSVA	Essviks RV	0	286	1 314	100
MSVA	Bällsta	0	292	1 314	100
MSVA	Stöde	0	313	1 314	100
MSVA	Näs	0	258	1 314	100
MSVA	Söråker	0	256	1 314	100
MSVA	Sandarna	0	257	1 314	100
MSVA	Bergsjö	0	333	1 314	100
MSVA	Strömsbruk	0	339	1 314	100
MSVA	Gnarp	0	316	1 314	100
PIREVA	Sandholmens RV	14	200	1 314	100
SEVAB	Hedåsen	0	503	1 314	100
Skellefteå	Tuvan reningsverk	0	124	1 314	100

TRANSPORTAVSTÅND MONOFÖRBRÄNNING					
Organisation	Anläggning	Verk till slamlager [km]	Slamlager till förbränning [km]	Förbränning till P-återvinning [km]	Askåtervinning till avsättning [km]
Söderhamn nära	Granskär ARV	5	406	1314	100
Ånge	Fränsta ARV	0	367	1314	100
Ånge	Ånge ARV	0	336	1314	100
Östersund	Göviken	0	375	1314	100
Östersund	Göviken externslam	0	375	1314	100
Östersund	Lit	22	375	1314	100
Östersund	Fåker RV	40	375	1314	100
Östersund	Tandsbyn RV	36	375	1314	100

Tabell A.9

Utsläpp från transporter inom monoförbränningsalternativet. Totala antalet ton*km och transportutsläpp för transport av slam, aska och återvunnen fosforprodukt (kg CO₂e/år) presenterat per anläggning.

Organisation	Anläggning	Vikt och avstånd slam [ton*km/år]	Vikt och avstånd aska [ton*km/år]	Vikt och avstånd P-produkt [ton*km/år]	Utsläpp slam [kg CO ₂ e/år]	Utsläpp biokol [kg CO ₂ e/år]	Utsläpp P-produkt [kg CO ₂ e/år]	Tot. utsläpp [kg CO ₂ e/år]
Boden	Svedjans ARV	1 871 016	526 715	566 799	125 358	7 026	37 976	170 360
Gästrike Vatten	Duvbacken	2 640 600	446 929	480 942	176 920	5 962	32 223	215 105
Gästrike Vatten	Hedesunda ARV	155 400	24 829	26 719	10 412	331	1 790	12 533
Gästrike Vatten	Hofors ARV	531 000	82 765	89 063	35 577	1 104	5 967	42 648
Gästrike Vatten	Norrsundet	228 500	41 382	44 532	15 310	552	2 984	18 845
Gästrike Vatten	Ockelbo ARV	330 400	57 935	62 344	22 137	773	4 177	27 087
Gästrike Vatten	Skutskärs ARV	552 200	91 041	97 970	36 997	1 214	6 564	44 776
Gästrike Vatten	Östhammar ARV	235 200	33 106	35 625	15 758	442	2 387	18 587
Gästrike Vatten	Österbybruk ARV	111 400	16 553	17 813	7 464	221	1 193	8 878
Gästrike Vatten	Öregrund ARV	118 400	16 553	17 813	7 933	221	1 193	9 347
Gästrike Vatten	Alunda ARV	230 400	33 106	35 625	15 437	442	2 387	18 265
Gästrike Vatten	Gimo ARV	287 500	41 382	44 532	19 263	552	2 984	22 798
Helsing Vatten	Häggesta RV	1 030 704	195 656	210 546	69 057	2 610	14 107	85 774
Helsing Vatten	Arbrå RV	205 936	40 389	43 463	13 798	539	2 912	17 249
Helsing Vatten	Edsbyns RV	466 000	82 765	89 063	31 222	1 104	5 967	38 293
Helsing Vatten	Alfta RV	180 400	33 106	35 625	12 087	442	2 387	14 915
Hudiksvall	Reffelmansverket	588 401	135 651	145 975	39 423	1 810	9 780	51 013
Hudiksvall	Delsbo ARV	208 440	44 693	48 094	13 965	596	3 222	17 784
Kiruna	Kiruna ARV	2 254 240	319 472	343 785	151 034	4 262	23 034	178 329
Kiruna	Katterjåkk ARV	506 190	58 349	62 790	33 915	778	4 207	38 900
Kiruna	Abisko ARV	751 300	91 041	97 970	50 337	1 214	6 564	58 116
Lumire	Uddebo	2 351 220	739 916	796 227	157 532	9 870	53 347	220 749
MIVA	Knorthems RV	151 200	99 318	106 876	10 130	1 325	7 161	18 616

Organisation	Anläggning	Vikt och avstånd slam [ton*km/år]	Vikt och avstånd aska [ton*km/år]	Vikt och avstånd P-produkt [ton*km/år]	Utsläpp slam [kg CO ₂ e/år]	Utsläpp biokol [kg CO ₂ e/år]	Utsläpp P-produkt [kg CO ₂ e/år]	Tot. utsläpp [kg CO ₂ e/år]
MIVA	Bodums RV	121 600	78 626	84 610	8 147	1 049	5 669	14 865
MIVA	Prästbordets RV	132 000	82 765	89 063	8 844	1 104	5 967	15 915
MSVA	Tivoliverket	943 108	284 876	306 556	63 188	3 800	20 539	87 528
MSVA	Fillanverket	407 042	124 313	133 773	27 272	1 658	8 963	37 893
MSVA	Essviks RV	189 618	54 873	59 049	12 704	732	3 956	17 393
MSVA	Bällsta	139 576	39 562	42 572	9 352	528	2 852	12 732
MSVA	Stöde	32 552	8 608	9 263	2 181	115	621	2 916
MSVA	Näs	363 780	116 698	125 579	24 373	1 557	8 414	34 344
MSVA	Söråker	82 688	26 733	28 767	5 540	357	1 927	7 824
MSVA	Sandarna	57 054	18 374	19 772	3 823	245	1 325	5 392
MSVA	Bergsjö	194 805	48 417	52 102	13 052	646	3 491	17 189
MSVA	Strömsbruk	90 513	22 098	23 780	6 064	295	1 593	7 952
MSVA	Gnarp	62 884	16 470	17 724	4 213	220	1 187	5 620
PIREVA	Sandholmens RV	834 600	322 782	347 347	55 918	4 306	23 272	83 496
SEVAB	Hedåsen	2 580 390	424 583	456 895	172 886	5 664	30 612	209 162
Skellefteå	Tuvan reningsverk	834 768	557 172	599 575	55 929	7 433	40 172	103 534
Söderhamn nära	Granskär ARV	1 225 754	246 835	265 620	82 126	3 293	17 797	103 215
Ånge	Fränsta ARV	75 600	18 622	20 039	5 065	248	1 343	6 656
Ånge	Ånge ARV	293 600	66 212	71 251	19 671	883	4 774	25 328
Östersund	Gövik	1 221 263	269 540	290 053	81 825	3 596	19 434	104 854
Östersund	Gövik externslam	76 613	16 909	18 196	5 133	226	1 219	6 578
Östersund	Lit	58 438	12 183	13 110	3 915	163	878	4 956
Östersund	Fåker RV	16 268	3 244	3 491	1 090	43	234	1 367
Östersund	Tandsbyn RV	18 495	3 724	4 008	1 239	50	269	1 557
SUMMA TRANSPORTUTSLÄPP					1 744 617	81 599	441 020	2 267 236

	Transportutsläpp [kg CO ₂ e/ton]	Transportutsläpp [kg CO ₂ e/ton TS]
Min-värde	0,3	1,29
Medel-värde	6,0	27,9
Max-värde	32,7	155,9

Tabell A.10

Min-, medel- och maxvärden för transportutsläpp inom monoförbränningsalternativet uttryckt i kg CO₂e/ton slam och kg CO₂e/ton TS för som lastas ut från inkluderade anläggningar.

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