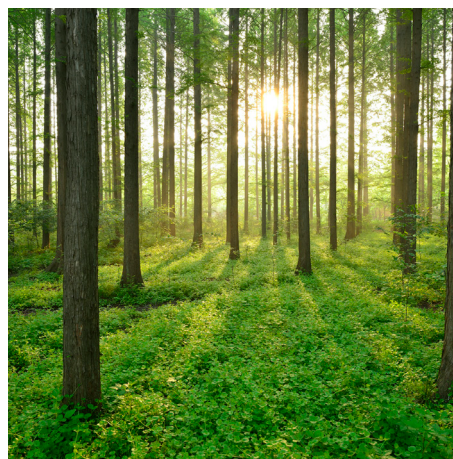


AKTIV INBINDNING AV KOLDIOXID I ENERGIASKOR GENOM CCU

RAPPORT 2025:1129



ASKPROGRAMMET



AKTIV INBINDNING AV KOLDIOXID I ENERGIASKOR GENOM CCU

En förstudie om marknad, teknik och regelverk

JENNY WESTERBERG OCH JULIA RENSTRÖM, PROFU

ISBN 978-91-89918-30-6 | © Energiforsk september 2025

Energiforsk AB | Telefon: 08-677 25 30 | E-post: kontakt@energiforsk.se | www.energiforsk.se

Förord

Den här förstudien belyser möjligheter och utmaningar kopplade till aktiv karbonatisering av energiaskor – en process där koldioxid binds kemiskt i askans mineraler och bildar stabila karbonater. Tekniken kan bidra till minskade utsläpp, samtidigt som den ger askan nya materialegenskaper och potentiella användningsområden inom främst bygg- och anläggningssektorn.

Förstudien visar att aktiv karbonatisering av energiaskor kan skapa flera nyttor – resursmässigt, klimatmässigt och ekonomiskt – men det krävs vidare teknisk och framförallt marknadsmässig utveckling.

Projektet har utförts av Jenny Westerholm och Julia Renström på Profu.

Stockholm i oktober 2025

Marie Kofod-Hansen

Här redovisas resultat och slutsatser från ett projekt inom ett forskningsprogram som drivs av Energiforsk. Det är rapportförfattaren/-författarna som ansvarar för innehållet.

Sammanfattning

Denna förstudie belyser möjligheter och utmaningar kopplade till aktiv karbonatisering av energiaskor – en process där koldioxid binds kemiskt i askans mineraler och bildar stabila karbonater. Tekniken kan bidra till minskade utsläpp, samtidigt som den ger askan nya materialegenskaper och potentiella användningsområden inom främst bygg- och anläggningssektorn.

Studien baseras på en litteraturgenomgång samt intervjuer med forskare och aktörer i olika delar av teknikens värdekedja. Teknikens mognad, klimat- och resurseffekter, affärslogik, marknadsstruktur och relevanta regelverk granskas. Den avslutas med en diskussion kring möjliga tillämpningsscenarier, slutsatser och behov av fortsatt kunskapsutveckling.

Tekniskt är aktiv karbonatisering en beprövad process i laboratorieskala, men tekniken är ännu inte industrialiserad. Reaktionseffektiviteten påverkas av askans kemiska sammansättning, partikelstorlek, reaktionstid, temperatur och koldioxidkoncentration.

Den **nationella inbindningspotentialen** uppskattas till cirka **100 000–200 000 ton CO₂ per år**, vilket är en liten andel av fjärrvärmesektorns totala utsläpp. Begränsningen för ytterligare koldioxidinbindning ligger främst i tillgången på reaktiv aska – inte koldioxid – vilket gör tekniken bäst lämpad som **komplement till CCS och CCU**, särskilt där små volymer eller brist på infrastruktur gör annan hantering svår.

Aktiv karbonatisering av askor bedöms ändå kunna ge **klimatnytta**. Till skillnad från en klassisk CCS-process krävs exempelvis ingen långväga koldioxidtransport, och ifall processen implementeras genom en direkt reaktion med fjärrvärmeproduktionens rökgaser kan investering i en dyr koldioxidinfångningsanläggning undvikas. Därutöver kan tekniken bidra till ökad **resurseffektivitet**, då exempelvis jungfruligt ballastmaterial kan ersättas med karbonatiserad aska – vilket också minskar behovet av transporter från avlägsna stenbrott. Detta förutsatt att den karbonatiserade askan lever upp till högt ställda **miljökrav**.

Ur **marknads- och affärsperspektiv** är förutsättningarna idag svaga. Betalningsviljan för att använda askor är låg, produktgodkännanden osäkra och värdekedjan fragmenterad. Samtidigt pekar flera drivkrafter mot ökad framtida relevans, såsom minskande deponeringsmöjligheter, EU:s utsläppshandelssystem (ETS), framväxande frivilliga koldioxidmarknader och ökande krav på cirkularitet i materialanvändningen.

Aktiv karbonatisering berörs av regelverk kring exempelvis avfallshantering, byggprodukter, klimatpolitik samt av miljölagstiftning. Permanent inlagring av fossil koldioxid i godkända slutprodukter kan innebära att utsläppsrätter inte krävs. Det finns även möjligheter kopplat till EU:s certifieringsramverk för kolsänkor. Danmark lyfts som ett exempel där tydliga kravspecifikationer för restmaterial möjliggjort storskalig marknadsintroduktion av naturligt karbonatiserade askor. Ett liknande initiativ i Sverige lyfts som en möjlighet i rapporten.

Förstudien visar att aktiv karbonatisering av energiaskor kan skapa **flera nyttor – resursmässigt, klimatomfattigt och ekonomiskt** – men det krävs vidare teknisk och framförallt marknadsmässig utveckling.

Nyckelord

Aktiv karbonatisering, energiaskor, koldioxidinbindning, negativa utsläpp, CCU, CCS, fjärrvärme, askhantering, cirkulär ekonomi, klimatnytta, resurseffektivitet, byggmaterial, EU ETS, CRCF, restprodukter, mineralisering, affärsmodeller, regelverk

Summary

This pre-study explores the opportunities and challenges of accelerated carbonation of energy ashes – a process in which carbon dioxide reacts with minerals in the ash to form stable carbonates. The technique has the potential to reduce CO₂ emissions while potentially creating new applications, primarily within construction and infrastructure.

The study is based on a literature review and interviews with researchers and stakeholders across the value chain. It analyses the technology's maturity, climate and resource impacts, business logic, market structure, and relevant regulatory frameworks. The report concludes with a discussion of potential application scenarios, overall conclusions, and future research needs.

Technically, accelerated carbonation is a well-established process at laboratory scale, but it has yet to be industrialized. The reaction efficiency depends on ash composition, particle size, reaction time, temperature, and CO₂ concentration.

The national CO₂ storage potential is estimated at approximately 100,000–200,000 tonnes of CO₂ per year – a relatively small share of the district heating sector's total emissions. The main limiting factor is the availability of reactive ash, not carbon dioxide, which suggests the technology is best suited as a complement to CCS and CCU, particularly in cases where small emission volumes or lack of infrastructure make other alternatives less viable.

Despite the limited overall potential, the climate benefits may still be significant in relation to investment and effort. Unlike conventional CCS, no long-distance CO₂ transport is required, and if implemented as a direct reaction with flue gas, the need for expensive CO₂ capture equipment may be avoided. The technology can also improve resource efficiency, for example by replacing virgin aggregate with carbonated ash – potentially reducing both raw material extraction and transport from distant quarries, provided that the carbonated ash meets strict environmental standards.

From a market and business perspective, current conditions are weak. The willingness to pay is low, product certification is uncertain, and the value chain is fragmented. However, several drivers point to future relevance – including diminishing landfill capacity, the EU Emissions Trading System (ETS), emerging voluntary carbon markets, and increasing circularity requirements in materials management.

Accelerated carbonation is currently regulated under a patchwork of frameworks covering waste management, construction products, climate policy, and environmental law. If fossil CO₂ is permanently stored in approved end-products, this may exempt operators from the obligation to surrender emission allowances. Additional opportunities may emerge via the EU's proposed certification framework for carbon removals (CRCF). Denmark is highlighted as a reference case where clear requirements and specifications have enabled large-scale market introduction of carbonated ashes. Similar coordinated effort is proposed for Sweden in the report.

The study concludes that accelerated carbonation of energy ashes may offer several benefits – resource, climate and economically related – but that further technological development and above all an increased market development is needed.

Extended English summary

This pre-study was performed by Julia Renström and Jenny Westerberg at Profu with funding from Energiforsk's Ash Programme and Swedish Waste Management. It explores the opportunities and challenges associated with the accelerated carbonation of energy ashes – a process in which carbon dioxide reacts chemically with minerals in the ash to form stable carbonates. The technique has the potential to reduce CO₂ emissions while enhancing the material properties of the ash, creating new application areas, primarily within the construction and infrastructure sectors.

The study is based on a combination of an extensive literature review and a series of targeted interviews with researchers, industry representatives, public authorities, and other stakeholders active across the entire value chain for energy ashes and carbon capture. The literature review covers both international research and Swedish studies on ash characteristics, carbonation technologies, and environmental performance, while the interviews provide insight into real-world experiences, perceived barriers, and innovation needs. This method approach enables the report to analyze the state of the art in accelerated carbonation from multiple perspectives: technological maturity, environmental and resource impacts, economic viability, market potential, and legal and policy frameworks.

The report is given special attention to the Swedish context, but the analysis also draws on lessons from other countries. By integrating both scientific evidence and practical insights, the report seeks to clarify whether accelerated carbonation of ashes can play a meaningful role in Sweden's path toward climate neutrality, particularly as part of the evolving carbon capture, utilization, and storage (CCUS) landscape. The report concludes by outlining plausible application scenarios in the Swedish energy sector, summarizing the main conclusions of the study, and identifying key knowledge gaps and priorities for further research and demonstration.

Technically, accelerated carbonation is a well-known chemical process in academic and pilot-scale contexts. It is based on the exothermic reaction between alkaline oxides in ashes—mainly calcium and magnesium compounds—and carbon dioxide, leading to the formation of thermodynamically stable carbonates. This process mimics natural weathering but is enhanced by controlling factors such as CO₂ concentration, temperature, and moisture. Research shows that the reaction kinetics and overall efficiency of carbonation are strongly influenced by the mineral composition of the ash, its degree of pre-treatment (e.g., particle size reduction or washing), as well as the physical setup of the carbonation system. High surface area and moisture content promote reactivity, while high chloride or sulphate content may inhibit it. See parameters that affect the reaction kinetics illustrated in Figure a.

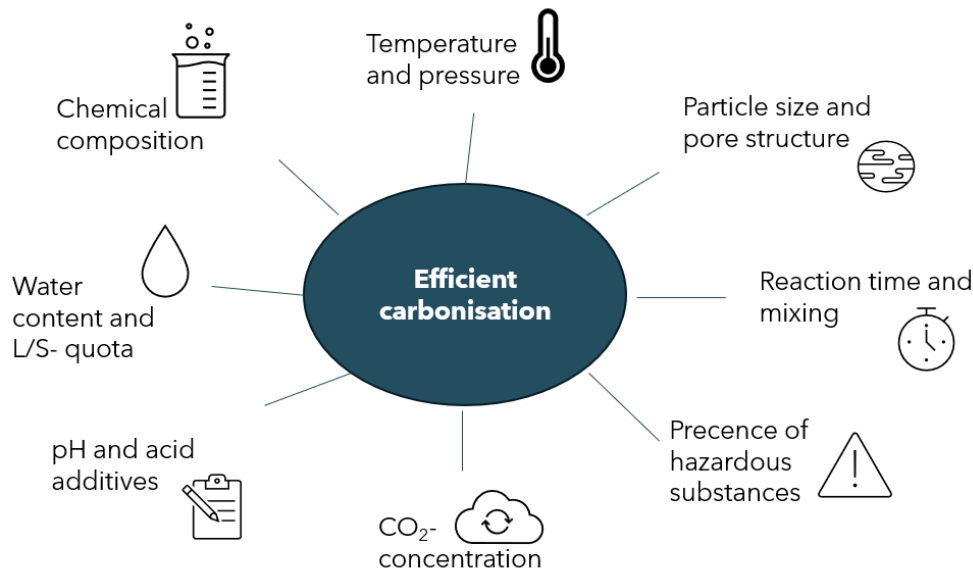


Figure a. Parameters that affect the reaction kinetics of ash carbonation.

Despite the scientific maturity, industrial implementation remains limited. In Sweden, no industrial plant currently applies accelerated carbonation for CO₂ binding in ashes, although various actors have expressed interest. The process can be carried out via several technical pathways—gas-solid batch reactors, fluidized beds, or slurry-based systems—each with its own advantages and energy needs. From a technology readiness level (TRL) perspective, carbonation is situated at TRL 3-6 depending on type of carbonation, implying that it has been tested at lab scale up to demonstration in relevant environments but still requires real-life testing and optimization before market-wide deployment.

The national CO₂ storage potential from energy ash carbonation in Sweden is estimated to be approximately 100,000 to 200,000 tonnes per year (biogenic and fossil origin). This figure is based on the availability and reactivity of suitable ash fractions, notably bottom ash from municipal solid waste incineration and to some extent bioashes. The estimate assumes a carbonation efficiency that aligns with current literature and pilot data, but real-world outcomes would depend on system design, logistics, and market uptake. While this amount is modest in relation to the total emissions from the district heating sector, it could make a valuable contribution in specific niches.

The limiting factor of active carbonation is not access to carbon dioxide, which is widely available at emission points such as waste-to-energy or bioenergy plants, but rather the quantity and chemical quality of reactive ashes. Fly ash, while reactive, often contains contaminants that complicate reuse. This asymmetry indicates that the most appropriate role for accelerated carbonation lies in complementing rather than replacing CCS and other climate strategies. It may be particularly useful in smaller plants or locations where carbon capture infrastructure is lacking, or where other negative emission technologies are impractical. Additionally, carbonation may offer a pathway to handle biogenic CO₂ streams, thereby contributing to negative emissions.

Table A shows a comparison of potential CO₂ reduction in Sweden through different carbon capture techniques.

Tabell A. Comparison of potential CO₂ reduction in Sweden through different carbon capture techniques

Technique	Potential CO ₂ reduction in Sweden (approx.)
Negative emissions through bio-CCS (from combustion of biomass and biogenic waste)	Approx. 10 Mt CO ₂ /year
Emission reductions through CCS at waste incineration plants	Approx. 3 Mt CO ₂ /year
Carbonation of ashes	0.1–0.2 Mt CO ₂ /year
– of which approx. negative emissions (biogenic CO ₂)	0.07–0.18 Mt CO ₂ /year
– of which approx. emission reductions (fossil CO ₂)	0.01–0.06 Mt CO ₂ /year

Still, accelerated carbonation offers attractive climate benefits. Unlike conventional CCS, it does not necessitate liquefaction or long-distance transport of CO₂, which are both capital-intensive and energy-consuming. In configurations where carbonation is integrated directly with flue gas treatment, costly CO₂ capture installations could be avoided altogether, assuming sufficient reaction kinetics can be achieved. Furthermore, carbonation could potentially transform ashes into value-added products if environmental requirements, such as content and leaching of hazardous substances, are fulfilled.

Carbonated ashes could potentially replace virgin aggregate materials in the construction sector, assuming proper environmental performance and market development. This substitution not only reduces the climate footprint of materials manufacturing but also helps mitigate the environmental impacts associated with quarrying and transportation of natural aggregates from remote areas. The reduced need for landfilling of ashes is an additional environmental and economic benefit, particularly as landfill space becomes scarcer and disposal costs increase. Another opportunity is further refining of carbonated ashes to valuable products, such as precipitated calcium carbonate (PCC).

From a market and business standpoint, the current landscape is characterized by uncertainty and fragmentation. There is limited commercial demand for carbonated ash products, in part due to the lack of clear environmental standards and product certifications. Construction companies and procurement entities often default to established materials with known performance profiles and regulatory acceptance. The willingness to pay for CO₂-binding features is low in the absence of strong carbon pricing or mandates, and the ash treatment value chain is poorly integrated.

The policy analysis conducted in the report reveals that accelerated carbonation is subject to several regulations, for example concerning waste management, construction products, climate policy, and environmental law. An update of the EU emissions trading directive and its corresponding monitoring and reporting regulation has opened for possibilities of permanent storage of fossil carbon dioxide in approved end-products. If accelerated carbonation of ashes in a controlled and active process could generate any of the approved end-products, emission allowances would not need to be surrendered for the stored fossil carbon dioxide. There are also opportunities linked to the EU's certification framework for carbon removals if biogenic carbon dioxide is stored either permanently or long-term in products.

The classification of carbonated ash as a waste or a product affects which environmental and health regulations apply. Denmark is highlighted as a case where clear guidance on secondary construction materials has enabled the commercialization of similar processes. There, regulatory authorities have cooperated to develop criteria for when treated ashes can leave the waste regime and enter the market. The report recommends a similar coordinated approach in Sweden, involving agencies responsible for environmental protection, climate policy, and construction standards. Such an initiative could accelerate innovation and lower the threshold for investment by providing legal clarity and predictable permitting pathways.

Accelerated carbonation of energy ashes presents an opportunity especially for resource efficient ash handling if the carbonated ashes can replace virgin materials or be refined to valuable products such as precipitated calcium carbonate (PCC). It could thus promote resource efficiency and circularity by converting waste streams into usable materials. It could also enable climate mitigation through the replacement of virgin materials and the permanent binding of carbon dioxide, potentially qualifying as a negative emission if biogenic CO₂ is used.

To unlock this potential at scale, further steps are required. Real-life testing and demonstration projects are essential to verify technical performance, environmental safety, and economic viability under Swedish conditions. Collaboration among energy companies, waste managers, regulators, and construction actors is necessary to build trust, share knowledge, and co-develop solutions. Future research should focus on optimizing reaction conditions, assessing long-term stability of carbonated products, and exploring business models that align environmental and financial value. With the right mix of policy support and stakeholder engagement, accelerated carbonation could evolve from a niche technology to a meaningful component of Sweden's long-term climate and materials strategy.

Overall conclusions from the pre-study:

- The **technology for carbonation is well established at laboratory scale** but has not yet been implemented in full-scale industrial applications. The efficiency of the process depends heavily on the composition of the ash, any pre-treatment, and the specific reaction conditions.
- The **technical potential for carbon dioxide binding is primarily limited by the availability of reactive ash**—not by the availability of carbon dioxide. The total CO₂ binding potential in Swedish energy ashes is estimated at 100,000–200,000 tonnes per year, which is small in relation to the total emissions of the district heating sector. The technology should therefore be viewed as a **complement** rather than an alternative to large-scale carbon capture and storage, especially for smaller facilities or for residual streams where other infrastructure is lacking.
- There is **greater potential for waste incineration ashes** compared to biomass ashes, due to larger ash volumes, the possibility of avoiding emission allowances, and the lack of alternative outlets for these ashes.
- Actively carbonated ashes can **replace virgin materials in construction applications or be refined to valuable products such as PCC**, thereby contributing to resource efficiency and the circular economy. Although the leaching profile generally does not improve significantly, other improved

material properties, resource efficiency, climate benefits, and potential alignment with EU regulatory frameworks may increase interest and willingness to pay for these materials.

- At present, there are **no economic incentives for active carbonation**. However, new policy instruments—such as permanent storage of fossil carbon dioxide in approved products (EU ETS Article 12.3b) and the Carbon Removal Certification Framework (CRCF)—could potentially create market logic for the binding of both fossil and biogenic carbon dioxide in ashes.
- The **value chain is currently fragmented**, as there are no commercial actors taking responsibility for the entire chain from ash producer to end customer. In order for the technology to scale up, collaboration is required among energy companies, material users, regulatory authorities, and standardization bodies.

Knowledge gaps and research needs

Despite the technical potential of active carbon dioxide binding in ashes, this pre-study highlights the following knowledge gaps and research needs that must be addressed to enable broader practical application:

- **Reactivity and process optimization:** More practical and experimental knowledge is needed on how different types of ashes react during accelerated carbonation under varying process conditions.
- **Material properties and environmental effects:** There is insufficient knowledge about how the properties of ash change during carbonation. This includes how leaching behavior is affected and how the leaching of potentially hazardous substances can be minimized. Environmental risks and public acceptance must also be addressed, and systematic studies are needed to assess potential environmental impacts and their implications for the use of carbonated ash. Additionally, more knowledge is needed on how these altered properties affect the usability of ash in products such as construction materials.
- **Demonstration and technology integration:** Combustion plants need clear guidelines on the practical requirements for implementing the technology. Demonstration projects can serve as a means to verify the performance of the technology and its suitability under real-world conditions. A deeper understanding is also needed of how the technology can be integrated into existing combustion facilities. In addition, there is a need to better understand the technical performance of actively carbonated ash in real construction and infrastructure projects. This includes aspects such as logistics and handling, quality assurance and standards, as well as acceptance and interest among potential end users.
- **Market and business models:** There are currently few concrete examples of how a functioning value chain for actively carbonated ashes might look. Key questions include: Who is responsible for what within the chain from production to end use? How are costs and benefits distributed? Which actors can drive the process, and what incentives are required? Interviews with potential stakeholders across the value chain could provide valuable insights.

- **Resource substitution and associated benefits:** Further research is needed on which resources or materials actively carbonated ashes can replace, and what the potential benefits are in terms of climate impact, environmental effects, and resource efficiency. The analysis should include both directly carbonated ashes, which may mainly be used as aggregate material, and indirectly carbonated ashes that can be upgraded into higher-value products. It is also relevant to examine international examples of applications and markets for carbonated ash.
- **Policy and regulatory framework:** There is a strong need for clarification on how relevant EU regulations (e.g. EU ETS, CRCF, waste and product legislation) should be applied to carbonated ashes. Key issues include what qualifies as permanent storage, when a material is considered a product versus waste, and under what conditions the carbon binding can be classified as CCS or CCU. In practice, several different regulatory frameworks must be managed in parallel, which creates uncertainty for both producers and users. A consolidated overview of which regulations must be considered, how and when in the value chain, is also needed.
- **International outlook to support national guidelines:** Denmark has demonstrated how clear guidelines for the use of residual materials can help establish a functioning market. A Swedish initiative, where agencies such as the Swedish Environmental Protection Agency, the National Board of Housing, Building and Planning, the Swedish Transport Administration, and the Chemicals Agency collaborate with industry stakeholders, could accelerate market introduction, reduce uncertainty for both producers and users of carbonated ashes, and provide clear requirements for environmental and quality standards.

Innehåll

1	Inledning	16
1.1	Bakgrund	16
1.2	Syfte	16
1.3	Frågeställningar	17
1.4	Metod	18
2	Teknisk potential och egenskaper hos karbonatiserade askor	19
2.1	Vad är aktiv inbindning av CO ₂ och hur skiljer det sig från naturlig karbonatisering?	19
2.2	Faktorer som påverkar karbonatiseringens effektivitet	21
2.3	Möjlighet att använda olika typer av askor för aktiv inbindning av koldioxid	23
2.4	Förändring av askornas egenskaper vid karbonatisering	25
2.5	Industrialisering av processen	26
2.5.1	Reaktordesign och teknikutveckling	26
2.5.2	Tekniska vägval – rökgas eller ren koldioxid?	27
2.5.3	Integration med befintlig askhantering	27
2.5.4	Ekonomiska och strategiska överväganden	28
2.5.5	Tid till marknad (TTM)	28
3	Marknad och värdekedjor	30
3.1	Användningsområden för karbonatiserade askor	30
3.1.1	Nuvarande användning: naturligt karbonatiserade askor	30
3.1.2	Framtida potential: aktiva karbonatiserade produkter	32
3.2	Aktörer och värdekedjor	35
3.3	Affärslogik och drivkrafter	37
3.3.1	Drivkrafter och hinder för producenter	37
3.3.2	Möjligheter och hinder för slutanvändare	38
3.3.3	Kostnadsaspekter jämfört med andra alternativ för koldioxidborttagning	39
3.3.4	Summering affärslogik och drivkrafter	41
4	Regelverk och policyförutsättningar	42
4.1	Utsläppshandelsdirektivet (EU ETS) och tillhörande förordning om övervakning och rapportering (MRR)	42
4.1.1	Permanent inlagring av koldioxid i produkter – en möjlighet vid inbindning av koldioxid i askor	42
4.1.2	Vad gäller vid blandade koldioxidströmmar?	44
4.1.3	Vad gäller vid slutlagring av koldioxid som bundits in i askor?	45
4.2	Certifieringsramverk för kolsänkor (CRCF)	46
4.3	EU ETS och CRCF i kombination?	48
4.4	Annan lagstiftning	48
4.4.1	Avfallslagstiftning	48

4.4.2	Byggproduktförordningen	49
4.4.3	REACH 50	
4.4.4	Nationell lagstiftning – exempel	51
4.5	Sammanfattning regelverk	52
5	Klimateffekter	54
5.1	Inbindningspotential av koldioxid	54
5.1.1	Underlag från litteratur	54
5.1.2	Exempelberäkning för typanläggningar	55
5.1.3	Grov uppskalning för Sverige	57
5.2	Jämförelser med andra tekniker för koldioxidinfångning och lagring/användning	57
5.3	Sammanfattning klimateffekter	58
6	Diskussion, slutsatser och fortsatta kunskapsbehov	59
6.1	Sammanfattande slutsatser	59
6.2	Viktiga skillnader mellan anläggningstyper	60
6.3	Möjliga systemlösningar och tillämpningsscenarier	61
6.4	Kunskapsluckor och behov av fortsatt forskning	62
7	Referenser	64

Ett nytt steg i energiforskningen

Energiforsk är en forsknings- och kunskapsorganisation som samlar stora delar av svensk forskning och utveckling om energi. Målet är att öka effektivitet och nyttiggörande av resultat inför framtida utmaningar inom energiområdet. Vi verkar inom ett antal forskningsområden, och tar fram kunskap om resurseffektiv energi i ett helhetsperspektiv – från källan, via omvandling och överföring till användning av energin. www.energiforsk.se

1 Inledning

Aktiv inbindning av koldioxid i energiaskor kan bidra med klimatnytta samtidigt som en produkt skapas som kan användas inom bygg- och anläggningssektorn. I denna förstudie har Profu kartlagt tekniska, marknadsmässiga och regelverksmässiga förutsättningar för inbindning av koldioxid i askor. Studien har finansierats av Avfall Sverige och Energiforsks Askprogram.

1.1 BAKGRUND

Samhället behöver snabbt minska utsläppen av växthusgaser och skapa mer resurseffektiva materialflöden. Infångning och lagring (CCS) eller användning (CCU) av koldioxid ses som viktiga lösningar.

Varje år produceras över **1,5 miljoner ton energiaskor** vid svenska kraft- och värmeverk¹. Dessa ses ofta som en restprodukt, men de har potentiella användningsområden, exempelvis i bygg- och anläggningssektorn. En naturlig karbonatisering sker när askor utsätts för koldioxid, men det går långsamt. Genom **aktiv inbindning** kan denna process påskyndas, vilket är relevant ur klimat- och resurseffektivitetsperspektiv.

1.2 SYFTE

Syftet med denna förstudie är att **översiktligt undersöka möjligheter och hinder** för aktiv inbindning av koldioxid i energiaskor i en svensk kontext, med fokus på **marknad och regelverk**. Mer specifikt syftar projektet till att:

- Ge en **översiktlig bild** av möjliga användningsområden och värdekedjor för karbonatiserade askor.
- Identifiera de mest relevanta **regelverksmässiga** frågorna kopplade till tekniken.
- Sammanställa befintlig kunskap om **tekniska aspekter** för att förstå potential och begränsningar.

¹ (Energiforsk, 2025)

- Belysa vilka **marknadsaktörer och ekonomiska faktorer** som kan vara avgörande för teknikens framtid.

1.3 FRÅGESTÄLLNINGAR

I projektets inledning identifierades ett antal frågeställningar av relevans, se Tabell 1 som även ger hänvisning till relevant avsnitt i rapporten.

Tabell 1. Frågeställningar samt hänvisning till avsnitt i rapporten med mer information.

Frågeställning		Avsnitt
Teknisk potential och genomförbarhet	Vilka faktorer påverkar inbindningens effektivitet, och hur skiljer sig aktiv inbindning från naturlig karbonatisering?	2.1
	Vilken mognadsgrad har tekniken och hur lång tid beräknas det ta innan tekniken kan implementeras kommersiellt?	2.1
	Vad säger befintlig forskning om möjligheten att använda olika typer av askor för aktiv inbindning av koldioxid?	2.3
	Vilka materialegenskaper är fördelaktiga för tillämpning i bygg- och anläggningssektorn?	2.4
Marknad och värdekedjor	Vilka tillämpningar är mest relevanta för karbonatiserade askor i en svensk kontext?	3.1
	Vilka möjliga värdekedjor finns för karbonatiserade askor, och vilka aktörer behöver engageras?	3.2
	Hur ser marknadens efterfrågan och betalningsvilja ut för karbonatiserade askor som alternativ till andra material?	3.3
	Hur ser kostnadsbilden ut för aktiv inbindning av koldioxid i energiaskor jämfört med exempelvis CCS och bio-CCS?	3.3
Regelverk och policy	Hur påverkar befintliga och kommande EU-regelverk möjligheterna att genomföra aktiv inbindning i Sverige?	4
	Vilka slutprodukter från aktiv karbonatisering av askor kan godkännas som permanent inbunden koldioxid enligt EU ETS?	4.1
	Hur lång tid får den aktiva karbonatiseringsprocessen ta jämfört med naturlig karbonatisering enligt regelverken?	4.1
	Vilka krav ställs på mätning och verifiering av inbindning för att koldioxiden ska räknas som permanent lagrad?	4.1
	Om biogen koldioxid binds in permanent i askor – vad krävs för att detta ska räknas som negativa utsläpp enligt EU-regelverken?	4.2, 4.3
	Vilka nationella regler och avfallslagstiftningar behöver beaktas vid en eventuell implementering av tekniken?	4.4
Klimat och resurser	Vilken potential finns för utsläppsminskning och negativa utsläpp av aktiv inbindning av koldioxid i energiaskor i Sverige?	5
	Hur mycket koldioxid kan potentiellt bindas in, och hur står det sig i jämförelse med andra metoder för negativa utsläpp?	5.1, 5.2
	Vilka andra resurser eller material kan ersättas genom användning av karbonatiserade askor?	3.1

Ett viktigt fokus för förstudien har varit att inhämta aktuell forskning kring aktiv karbonatisering av askor, genom litteraturstudie och intervjuer. Resultaten redovisas under avsnitt 2-5 i denna rapport. Därmed innehåller rapporten inget eget avsnitt kring forskningsstatus.

1.4 METOD

För att undersöka förutsättningarna för **aktiv inbindning av koldioxid i energiaskor** har en **förstudie** genomförts med fokus på att sammanställa befintlig kunskap och identifiera nyckelfrågor inom marknad och regelverk. Även tekniska aspekter har beaktats för att skapa en grundläggande förståelse av processen och dess koppling till potentiella marknader.

Arbetet har omfattat tre huvudsakliga delar: (1) en litteraturstudie, (2) intervjuer med nyckelaktörer och (3) övergripande beräkningar av potential och ekonomiska faktorer. En referensgrupp med representanter från Energiforsk, Avfall Sverige och relevanta branschaktörer har bistått med inspel och vägledning för att säkerställa att projektet speglar branschens behov och prioriteringar.

2 Teknisk potential och egenskaper hos karbonatiserade askor

För att aktiv karbonatisering av energiaskor ska kunna bidra till minskade utsläpp och ökad resurseffektivitet krävs förståelse för de tekniska förutsättningarna – både på materialnivå och i form av industriella processer.

I detta avsnitt introduceras den kemiska principen för aktiv inbindning av koldioxid och hur den skiljer sig från naturlig karbonatisering. Vidare analyseras vilka faktorer som påverkar reaktionernas effektivitet, vilka typer av askor som lämpar sig för processen och hur askornas egenskaper förändras vid karbonatisering. Avsnittet belyser också teknikens potentiella industrialisering, inklusive reaktordesign, val av koldioxidkälla, integrationsmöjligheter i befintlig askhantering samt bedömningar av tid till marknad.

2.1 VAD ÄR AKTIV INBINDNING AV CO₂ OCH HUR SKILJER DET SIG FRÅN NATURLIG KARBONATISERING?

Naturlig karbonatisering av askor är en långsam, passiv process där koldioxid från atmosfären reagerar med alkaliska föreningar i askan – vanligen sådana som innehåller kalcium (Ca) och magnesium (Mg), men även andra basiska mineralfaser kan medverka. Reaktionen sker under lagring i öppna upplag eller liknande miljöer där askan exponeras för luftens CO₂. Reaktionshastigheten påverkas av faktorer som luftfuktighet, temperatur och pH. Processen kan ta månader till flera år beroende på lokala förhållanden och leder till sänkt pH samt immobilisering av metaller såsom Cu, Zn och Pb.

I en intervju berättar Raul Grönholm hur Sysav i Malmö hanterar sin bottenaska från avfallsförbränning. Bolagets askor torkas först i upp till två månader, sorteras för att avlägsna metallbitar och oförbränt material, och lagras därefter i upplag där naturlig karbonatisering pågår i cirka sex månader. Upplagen utformas som långsmala åsar med triangelformade tvärsnitt för att öka exponeringen för luftens koldioxid och därmed främja karboniseringsreaktionen. Denna metod möjliggör återvinning av askan som exempelvis anläggningsmaterial. När askan har karboniserats kallas det "slaggrus". Sysav producerar årligen ca 110 000 ton slaggrus.²

² Intervju med Raul Grönholm på Sysav, 2025

Studier av askor från Sysav visar att naturlig karbonatisering kan binda upp till 37–40 kg CO₂ per ton slaggrus under sex månader³. Liknande värden har exempelvis rapporterats i en dansk studie från 2024⁴.

Aktiv karbonatisering (även kallad accelererad karbonatisering/inbindning) innebär att den naturliga processen påskyndas under kontrollerade reaktionsbetingelser. En påskyndad process kan exempelvis åstadkommas genom att askan exponeras för ökad koldioxidhalt, förhöjd temperatur, trycksättning och optimerad vätska-till-fast-kvot (L/S). Syftet är att öka mängden och hastigheten för CO₂-upptag i askmaterialet. Det finns också förhoppningar om att den aktiva processen ska medföra att askans egenskaper förbättras för vidare användning. Reaktionen är exoterm och leder till pH-sänkning och bildning av stabila karbonater på samma sätt som naturlig karbonatisering.

Aktiv karbonatisering av askor kan huvudsakligen delas in i två tekniska huvudspår: **direkt** och **indirekt** karbonatisering. Dessa metoder skiljer sig åt både i kemiskt förlopp och i praktiska tillämpningar. Båda har testats i forskningsprojekt och pilotstudier, men befinner sig fortfarande i ett tidigt kommersialiseringsskede. Båda teknikerna är beroende av flera yttre faktorer – exempelvis tillgång till CO₂, lämpliga asktyper, krav på slutprodukten egenskaper och möjlig hantering av eventuella restströmmar.

Tabell 2 sammanfattar viktiga egenskaper och nuvarande teknikmognad. De TRL-nivåer som anges i tabellen är uppskattningar baserade på en sammanvägning av forskningsartiklar, rapporter och intervjuer. Eftersom teknikerna befinner sig i olika utvecklingsskeden och används i olika sammanhang varierar mognadsgraden något beroende på tillämpning.

³ (Johansson & Lönnebo Stagnell, 2016)

⁴ (Afatek, 2024)

Tabell 2. Egenskaper och tekniskmognad för direkt och indirekt karbonatisering

Tekniktyp	Princip	Fördelar	Begränsningar	Teknisk mognad (TRL)*
Direkt karbonatisering	CO ₂ reagerar direkt med askan (CO ₂ i gas- eller vätskefas)	Enkel reaktordesign, låg kemikalieanvändning	Risk för s.k. "pore clogging", känslig för fukthalt och CO ₂ -halt, svårighet att uppnå hög renhet	TRL 5–6 (vätskefas), 3–4 (torr metod)
Indirekt karbonatisering	Ca/Mg lakas ut med syra/bas, CO ₂ tillförs lösningen	Hög renhet, processkontroll, samt potential för utvinning av metaller och andra sidoströmmar	Kemikaliebehov, fler steg, lägre TRL, kräver mer processutrustning	TRL 3–5

* Uppskattade TRL-nivåer baserade på en sammanvägning av vetenskaplig litteratur, samt intervjuer med forskare och aktörer i branschen.

2.2 FAKTORER SOM PÅVERKAR KARBONATISERINGENS EFFEKTIVITET

Effektiviteten i aktiv karbonatisering påverkas av flera faktorer:

- **Kemisk sammansättning:** Ett högt innehåll av kalcium (Ca) och magnesium (Mg) ger generellt hög selektivitet, dvs god potential att binda koldioxid. Tillgängligheten beror emellertid på i vilken mineralfas elementen förekommer. Silikatbundna former är exempelvis svårare att karbonatisera.⁵
- **Temperatur och tryck:** Förhöjd temperatur och tryck ökar reaktionshastigheten. Flera studier anger ett optimalt temperaturområde på 60–90 °C, medan tryck upp till 30 bar kan användas för att öka hastigheten i slutna system. Samtidigt har

⁵ Intervju med Henrik Leion vid Chalmers Tekniska Högskola, 2025

försök med bottenaska från avfallsförbränning visat goda resultat redan vid 35–50 °C.⁶

- **Vattenhalt och L/S-kvot:** En viss vattenmängd krävs för att CO₂ ska lösas upp och joner kunna transporteras. En vätska-till-fast-kvot (L/S) på 0,15–0,3 har visat god effektivitet. Både för låg och för hög vattenhalt kan hämma karbonatiseringen: för låg begränsar hydratisering, och för hög fyller porerna och minskar gasdiffusion. Ca 15 % vatten har i flera fall identifierats som optimal nivå.⁷
- **pH och syratillsats:** Ett initialt pH på 11–13 underlättar upplösning av Ca²⁺ och Mg²⁺. Under karbonatiseringen sjunker pH, vilket påverkar metallmobilitet och askans stabilitet. I vissa processer används svaga syror, såsom acetat, för att justera pH och förbättra reaktionsförloppet.⁸
- **Partikelstorlek och porstruktur:** Mindre partikelstorlek ökar den specifika ytan och därmed reaktiviteten. Tester vid Tekniska verken (2022) visade att bottenaska med 4–13 mm partikelstorlek gav bäst resultat⁹. Vid indirekt karbonatisering, där reaktionen sker i lösning, spelar partikelstorleken en mindre avgörande roll¹⁰.
- **CO₂-koncentration:** En hög CO₂-halt, exempelvis 100 %, snabbar upp reaktionen. Samtidigt har försök visat att även rökgaser med 8–12 % CO₂ är användbara. RISE har identifierat 10 % som en lämplig koncentration vid direkt karbonatisering, då högre halter kan leda till s.k. "pore clogging" där karbonater blockerar reaktiva ytor.¹¹
- **Tid och blandning:** Reaktionen sker snabbast initialt, men kan fortsätta i flera dygn. God blandning och jämn kontakt mellan gas och askmaterial är avgörande för att uppnå fullständig reaktion.

⁶ (Lin, Soon Heng, Sun, & Wang, 2015)

⁷ (Lin, Soon Heng, Sun, & Wang, 2015); (Sun, Xu, & Yi, 2024)

⁸ Intervju med Henrik Leion vid Chalmers Tekniska Högskola, 2025

⁹ (Hamner, 2022)

¹⁰ (Jiang, Cheng, Zhang, Liu, & Sun, 2023)

¹¹ Intervju med Gry Møl Mortensen och Alexander Oliva Rivera RISE, 2025

- **Närvaro av oönskade ämnen:** Halter av sulfater, klorider och potentiellt giftiga metaller kan hämma karbonatisering eller påverka slutproduktens kvalitet negativt. Indirekt karbonatisering resulterar ofta i renare produkter med lägre andel föroreningar.¹²

Ovanstående faktorer behöver optimeras i relation till asktyp och tilltänkt användningsområde för att uppnå hög effektivitet och önskad produktkvalitet. I Figur 1 visas en illustration av viktiga faktorer att beakta.



Figur 1. Effektiviteten i aktiv karbonatisering påverkas av flera faktorer.

2.3 MÖJLIGHET ATT ANVÄNDA OLIKA TYPER AV ASKOR FÖR AKTIV INBINDNING AV KOLDIOXID

Karbonatiseringspotentialen hos energiaskor varierar beroende på både bränslets sammansättning och vilken förbränningsteknik som används. Särskilt viktiga parametrar är halten och mineralformen av kalcium och magnesium, eftersom dessa ämnen reagerar med CO₂ och bildar stabila karbonater. Reaktiviteten påverkas även av partikelstorlek, föroreningsinnehåll och tidigare behandling.

Bränsletyper

- **Avfallsbaserade askor**
Flygaska från avfallsförbränning har ofta högt Ca-innehåll och därmed god karbonatiseringspotential. Samtidigt innehåller den

¹² Intervju med Henrik Leion vid Chalmers Tekniska Högskola, 2025

ofta klorider, sulfater och potentiellt giftiga metaller som begränsar dess användbarhet i vissa tillämpningar. Tvättrester från exempelvis kloridutvinning ur flygaska kan emellertid karbonatiseras och potentiellt ge en värdefull slutprodukt i utfälld kalciumkarbonat (PCC)¹³.

Bottenaska är generellt mindre reaktiv än flygaska, men mer praktiskt hanterbar. Tester med vädrad bottenaska från Tekniska verken visade inbindning upp till 89 kg CO₂/ton¹⁴.

- **Biobränslebaserade askor**

Askor från biobränsleeldning uppvisar ofta högt innehåll av lösligt kalcium och har färre föroreningar. De har därför god reaktivitet, men förekommer i mindre volymer, vilket begränsar storskalig användning. Askinnehållet varierar dock beroende på råvara¹⁵. Samtidigt har bottenaskor från förbränning av rena biobränslen alternativ användning, såsom återföring av aska till skogsmark.

Tabell 3 visar exempel på typiska Ca- och Mg-halter för bottenaska från avfall respektive biobränslen. Det är emellertid viktigt att notera att askornas innehåll är starkt beroende av ingående material samt förbränningsteknik och -betingelser.

Tabell 3. Typiska Ca- och Mg-halter för olika askor¹⁶

Asktyp	CaO (vikt-%)	MgO (vikt-%)
Bottenaska – avfallsförbränning	15-60	1-3
Bottenaska – biobränsle	20-40	5-9

Pann- och förbränningstekniker

- **CFBC-askor**

Askor från cirkulerande fluidiserad bädd (CFBC) har bl.a. höga halter fritt CaO, vilket gör dem särskilt lämpade för karbonatisering – speciellt i våta processer. Deras höga reaktivitet gör dem intressanta för vidare utveckling.¹⁷

¹³ Intervju med Emma Zhang vid Ragn-Sells, 2025

¹⁴ (Hamner, 2022)

¹⁵ (Skogsstyrelsen, 2019)

¹⁶ (Walker, Bell, & Rippy, 2024)

¹⁷ (Kim & Lee, 2017)

- **Rosteraskor**

Rosteraska innehåller generellt lägre halter reaktiva mineraler och har sämre reaktivitet jämfört med CFBC-aska, vilket kan göra dem något mindre attraktiva ur karbonatiseringssynpunkt.

2.4 FÖRÄNDRING AV ASKORNAS EGENSKAPER VID KARBONATISERING

Karbonatisering påverkar energiaskors kemiska och fysiska egenskaper på flera sätt – bland annat pH, porstruktur, densitet och lakningsegenskaper. Dessa förändringar är viktiga för både klimatnyttan (genom stabil inbindning av CO₂) och möjligheten att återanvända askan i olika applikationer.

pH och mobilitet av metaller

Obehandlade askor har ofta ett högt pH (ca 11–12), vilket kan bidra till hög lakbarhet av vissa metaller. Karbonatisering – både naturlig och aktiv – sänker pH till nivåer runt 8–9. Sänkningen sker snabbare och mer kontrollerat vid aktiv karbonatisering än vid naturlig. Sänkt pH kan bidra till immobilisering (och därigenom minskad risk för lakning) av metaller som bly (Pb), koppar (Cu) och krom (Cr), vilket kan minska miljörisken och underlätta tillståndsprövning för återanvändning.¹⁸

Vissa studier visar dock att lakbarheten av andra ämnen, t.ex. zink (Zn) och antimon (Sb), kan öka efter karbonatisering beroende på asktyp och metod. I försök som tidigare gjorts vid Tekniska verken i Linköping, där aktiv karbonatisering av redan vädrad bottenaska testades, observerades blandade resultat¹⁹. Vissa ämnen minskade något i lakbarhet, andra ökade marginellt. Eftersom lakbarhet var en avgörande parameter för fortsatt teknikutveckling, valde bolaget att då inte gå vidare med tekniken.

Det är viktigt att notera att även om karbonatisering av aska kan minska utlakningen av farliga ämnen, så kan halterna fortfarande vara för höga för att möjliggöra användning för vissa tillämpningar²⁰. Ofta krävs miljötillstånd, och en bedömning behöver göras i varje enskilt fall. Naturvårdsverket ställer exempelvis krav på maximalt innehåll av vissa ämnen för nyttjande i många applikationer²¹, vilka kan vara svåra att

¹⁸ (RISE, 2022); (Johansson & Lönnebo Stagnell, 2016)

¹⁹ Intervju Jan Moestedt vid Tekniska verken i Linköping, 2025

²⁰ Intervju med Emma Zhang vid Ragn-Sells, 2025

²¹ Se exempelvis (Naturvårdsverket, Återvinning av avfall i anläggningsarbeten - Handbok 2010:1, 2010)

uppfylla. Detta alltså även om de farliga ämnena är så hårt bundna i askan att de inte kommer att lakas ut under normala förhållanden.

Densitet och viktförändringar

När CO₂ binds in till fasta karbonater, ökar askans vikt – generellt med ca 5–10 % vid aktiv karbonatisering, jämfört med ca 1–3 % vid naturlig. Densiteten ökar också något, särskilt om karbonater bildas i porerna (pore clogging), vilket påverkar packningsgrad och stabilitet. Data från RISE visar också att karbonatiseringens effekt på densitet beror på askans sammansättning och karbonatiseringsmetod. Exempelvis ger indirekt karbonatisering av rena askfraktioner ofta mer kompakta produkter än direkt karbonatisering av blandade askor.²²

Kristallinitet och homogenitet

Indirekt karbonatisering tenderar att ge mer rena och kristallina karbonatprodukter än direkt karbonatisering. Det kan öka användbarheten i tekniska tillämpningar som kräver rena material, exempelvis råvara i färg- eller plastindustri.²³

Stabilitet hos inbunden CO₂

Den inbundna koldioxiden föreligger främst som kalciumkarbonat (CaCO₃), som är mycket stabil. Studier visar att CO₂ är säkert inbunden även under naturligt sura förhållanden, vilket gör tekniken långsiktigt hållbar ur klimatperspektiv.²⁴

2.5 INDUSTRIALISERING AV PROCESSEN

Aktiv karbonatisering av energiaskor är tekniskt genomförbart och har visats fungera i laboratorie- och pilotskala, men för att tekniken ska få bred tillämpning krävs anpassning till kommersiella industriprocesser. Det omfattar teknisk uppskalning, anpassning till befintlig askhantering, utveckling av reaktordesign, samt ekonomiska och organisatoriska överväganden.

2.5.1 Reaktordesign och teknikutveckling

Flera typer av reaktorer för aktiv inbindning av koldioxid i olika material har testats i liten skala i Europa. Erfarenheter från Nederländerna och Schweiz visar att både *statiska* och *roterande* trummor kan användas,

²² (RISE, 2022)

²³ Intervju med Henrik Leion vid Chalmers Tekniska Högskola, 2025; (RISE, 2022)

²⁴ Intervju med Henrik Leion vid Chalmers Tekniska Högskola, 2025; (RISE, 2022); (Sanna, Uibu, Caramanna, Kuusik, & Maroto-Valer, 2014)

beroende på materialflöde och processtyp²⁵. I Sverige har Tekniska verken i Linköping genomfört mindre försök med aktiv karbonatisering av bottenaska i slutna reaktorer i samband med ett examensarbete. Försöken bekräftade teknikens genomförbarhet, men lyfte behovet av optimering vad gäller energibehov, logistik kring CO₂-tillförsel och reaktorutformning²⁶.

RISE har betonat vikten av relativt flexibla reaktordesigner för att kunna hantera variationer i askkvalitet. En pilotanläggning för direkt karbonatisering med rökgas har föreslagits, med syftet att demonstrera tekniken i semi-industriell skala. Ansökan har lämnats in till Industriklivet.²⁷

2.5.2 Tekniska vägval – rökgas eller ren koldioxid?

Ett viktigt vägval vid industrialisering gäller vilken koldioxidkälla som ska användas och hur ren denna behöver vara. Flera studier visar att rökgas med 8–12 % CO₂ – typiskt för avfalls- och biobränsleförbränning – kan användas effektivt om reaktionstiden förlängs något och processparametrar optimeras. Högre CO₂-koncentrationer (t.ex. 100 %) ger snabbare reaktioner, men kan vara kostsamt ifall infångning behövs. Studier visar också att risken för s.k. "pore- clogging" ökar med ökade koldioxidkoncentrationer²⁸. Valet påverkar inte bara reaktordesign utan också möjligheterna att verifiera halten lagrad CO₂²⁹, vilket är viktigt vid tex klimatcertifiering och handel med utsläppsrätter, se vidare i kapitel 4.

Rökgasens innehåll av föroreningar – såsom svaveloxider (SO_x), kväveoxider (NO_x), klorider och tungmetaller – kan påverka produktens kvalitet. Därför måste asktyp, eventuell förbehandling och krav på slutproduktens egenskaper beaktas.³⁰

2.5.3 Integration med befintlig askhantering

I Sverige hanteras askor genom en etablerad sekvens av torkning, metallutvinning och lagring i upplag. För att aktiv karbonatisering ska kunna implementeras krävs anpassning till dessa flöden. Till exempel bör karbonatiseringen inte ske före metallutvinning, eftersom metaller annars

²⁵ (RISE, 2022)

²⁶ (Hamner, 2022)

²⁷ Intervju med Gry Møl Mortensen och Alexander Oliva Rivera RISE, 2025

²⁸ Intervju med Gry Møl Mortensen och Alexander Oliva Rivera RISE, 2025; (RISE, 2025)

²⁹ Se möjliga vägar för att göra den verifieringen i exempelvis (RISE, 2022)

³⁰ (Hamner, 2022)

kan kapslas in i karbonatstrukturer. Även praktiska aspekter som platsbehov, ventilation och skydd mot nederbörd måste beaktas.³¹

2.5.4 Ekonomiska och strategiska överväganden

Enligt Henrik Leion vid Chalmers Tekniska Högskola³² finns inga tekniska hinder för uppskalning av aktiv karbonatisering, men anläggningsspecifik anpassning och integration i befintliga system är avgörande. Jan Moestedt vid Tekniska verken i Linköping³³ påpekar i sin tur att koldioxid från exempelvis biogasproduktion också kan säljas, vilket innebär en alternativkostnad om den istället används för karbonatisering. Denna typ av strategiska överväganden med alternativkostnad för såväl koldioxid som för metallutvinning från askor, plats vid anläggningen, tid för karbonatisering m.m. blir därmed viktiga vid överväganden om införande av en aktiv karbonatiseringsprocess i sin befintliga akshantering.

En annan strategisk fråga är organiseringen av framtida anläggningar. Enligt flera aktörer, däribland RISE och Leion, är det sannolikt inte ekonomiskt rimligt att varje förbränningsanläggning har en egen karbonatiseringsreaktor. Istället föreslås regionala lösningar med gemensam behandling av askor från flera aktörer.³⁴

Hur den karbonatiserade askan ska nyttjas och vilken betalningsvilja som finns för materialet, liksom vilket potentiellt värde som kan fås genom koldioxidinbindning är slutligen avgörande för realiserbarheten av storskalig industriell implementering av aktiv karbonatisering. Enligt Emma Zhang på Rang-Sells krävs någon form av värde för den inbundna koldioxiden för att det ska vara intressant eftersom processen för aktiv karbonatisering är dyr³⁵.

2.5.5 Tid till marknad (TTM)

Tiden till kommersialisering av aktiv karbonatisering av energiaskor är svår att uppskatta. En sammanvägd bedömning utifrån litteratur, intervjuer och pågående utveckling pekar på att det kan ta åtminstone 5–10 år innan tekniken är implementerad i någon större industriell skala. Det beror på att grundtekniken i sig är relativt känd och beprövad, men

³¹ Intervju med Raul Grönholm på Sysav, 2025

³² Intervju med Henrik Leion vid Chalmers Tekniska Högskola, 2025

³³ Intervju Jan Moestedt vid Tekniska Verken i Linköping, 2025

³⁴ Intervju med Henrik Leion vid Chalmers Tekniska Högskola, 2025; Intervju med Gry Møl Mortensen och Alexander Oliva Rivera RISE, 2025

³⁵ Intervju med Emma Zhang vid Rang-Sells, 2025

har låg teknisk mognadsgrad (TRL) samt innebär flera praktiska hinder. Bland annat krävs demonstration i industriell skala, anpassning till befintlig askhantering, och logistik kring CO₂ och material.

Dessutom måste det finnas ekonomisk bärkraft, vilket i sin tur kräver utveckling av styrmedel, affärsmodeller och en marknad för aktivt karbonatiserade produkter. För enklare tillämpningar, såsom återfyllnad eller deponitäckning, kan tekniken implementeras snabbare då naturligt karbonatiserade askor redan nyttjas för detta. Betalningsviljan är emellertid generellt låg till obefintlig för denna typ av applikationer, vilket försvårar affärscaset för aktiv karbonatisering.

Sammanfattningsvis har tekniken bekräftad genomförbarhet i labb- och pilotskala. Kommersiell tillämpning kräver dock ett helhetsperspektiv där teknisk, ekonomisk och organisatorisk utveckling går hand i hand med etablering av marknad och styrning. Mer om marknad och affär respektive styrmedel kommer i följande avsnitt.

3 Marknad och värdekedjor

För att aktiv karbonatisering av energiaskor ska bli ett relevant bidrag till klimat- och resurseffektivitet krävs mer än teknisk genomförbarhet – det behövs också fungerande värdekedjor, tydliga användningsområden och affärsmodeller som håller.

I det här avsnittet belyses hur naturligt karbonatiserade askor används idag, vilken framtida potential som finns för naturligt och aktivt karbonatiserade askor, samt vilka aktörer som behöver samverka för att möjliggöra storskalig tillämpning. Vidare analyseras affärslogik, drivkrafter och hinder för såväl producenter som användare, och en jämförelse görs med andra alternativ för koldioxidborttagning.

3.1 ANVÄNDNINGSSOMRÅDEN FÖR KARBONATISERADE ASKOR

Karbonatiserade askor kan potentiellt ersätta konventionella material som makadam, fyllnadsmassor och cementklinker, eller nyttjas i specialprodukter där kalciumkarbonat ingår. Användbarheten avgörs dock inte enbart av tekniska egenskaper – som bärighet, porositet eller karbonatinnehåll – utan även av miljökrav, reglering och praktiska hanteringsfrågor.

3.1.1 Nuvarande användning: naturligt karbonatiserade askor

Askor från avfallsförbränning

I Sverige används bottenaska från avfallsförbränning idag främst som material för sluttäckning av deponier. Detta är en form av återanvändning, men med låg grad av värdeskapande och begränsad cirkularitet³⁶. Samtidigt är detta användningsområde på väg att minska i betydelse då deponier att sluttäcka minskar i Sverige, och allt fler befintliga deponier är redan slut- eller delvis täckta. Detta innebär att tillgången på mottagningsplatser för slaggrus minskar för varje år. För energibolag och avfallsaktörer innebär det att de behöver transportera slaggruset allt längre, vilket ökar kostnader och klimatpåverkan. Att utveckla fler möjliga användningsområden för karbonatiserade askor blir därmed en strategiskt viktig fråga för energibolagen.

³⁶ Intervju med Raul Grönholm på Sysav, 2025

I vissa fall används redan naturligt karbonatiserad bottenaska i konstruktionsprojekt. Ett exempel är Trelleborgs hamn, där slaggrus från avfallsförbränning har använts som bärlager vid utbyggnad av uppställningsytor. Materialet användes under asfaltsytor och fungerade tekniskt väl under anläggningstiden såväl som därefter, men krävde snabb övertäckning för att undvika damning. Beslutet i att nyttja slaggrus (dvs naturligt karbonatiserad bottenaska) för anläggningsprojektet grundade sig främst i ekonomi och tillgång till lokalt material, men miljöprofilen spelade också in.³⁷ Läs mer om exemplet från Trelleborg i textrutan nedan.

Exempel från Trelleborgs hamn

Trelleborgs hamn, Sveriges näst största hamn, har under de senaste åren använt slaggrus från avfallsförbränning som bärlager på cirka 30 hektar i samband med utbyggnad av nya färjelägen och uppställningsytor. Beslutet motiverades främst av ekonomiska skäl – materialet var betydligt billigare än makadam – men passade även in i hamnens tydliga miljöprofil, där man sedan tidigare investerat i bl.a. egen vindkraft, solceller och dagvattenrening.

Tekniskt sett fungerar materialet bra och uppfyller jämförbara krav som konventionellt bärlager (klass 0–90). En förutsättning är dock att materialet täcks inom ett dygn för att undvika damning. Slaggruset används under asfaltsytor och kontrolleras enligt ett tillstånd från Länsstyrelsen med årlig provtagning av dagvatten.

Hamnens representant, Ulf Sonesson, ser inga hinder för att använda materialet igen vid framtida projekt, förutsatt att användningen planeras för ytor där grävarbete i efterhand inte är nödvändigt.

"Mitt medskick är att jag tvekar inte. Jag använder gärna slaggrus i fortsättningen också, där det är lämpligt." – Ulf Sonesson, 2025

Exemplet från Trelleborgs hamn visar hur användningen av karbonatiserade askor kan realiseras i praktiken när rätt förutsättningar finns. Erfarenheterna illustrerar både potentialen och de praktiska krav som ställs på användning av karbonatiserade askor i större anläggningsprojekt.

³⁷ Intervju med Ulf Sonesson på Trelleborgs Hamn, 2025

I Danmark finns en stark tradition av att nyttja stora mängder avfallsaskor för olika applikationer, exempelvis i väg- och anläggningsprojekt, snarare än att lägga dem på deponi³⁸. Deras lagstiftning tillåter användning under generella villkor (exempelvis avstånd till grundvatten), vilket förenklar hantering och marknadsintroduktion. Även Finland har påbörjat liknande upplägg. I en intervju med Raul Grönholm på Sysav berättar han att lagstiftningen i Sverige däremot är så generell att det är svårt för branschen att veta vad som ska uppfyllas och hur olika aspekter värderas. Värderingen kan dessutom variera mellan olika handläggare när exempelvis miljötillstånd ska sökas, vilket riskerar att skapa ytterligare förvirring och osäkerhet.³⁹

Flygaska från avfallsförbränning klassas som farligt avfall och deponeras i stor utsträckning, ofta efter behandling för att stabilisera askan så att inte farliga ämnen lakas ut under deponering. Det finns även behandlingsmetoder som innebär att delar av innehållet i flygaskan kan materialåtervinnas. Ragn-Sells process Ash2Salt⁴⁰ är ett exempel där klorider utvinns och kan användas som exempelvis vägsalt. Renovas anläggning för asktvätt med zinkåtervinning⁴¹ är ett annat exempel där zink utvinns och kan återföras till samhället.

Askor från förbränning av biobränslen

Aska från förbränning av biobränslen hanteras idag främst genom askåterföring, anläggningsändamål eller deponering. Aska som ska återföras till skogsmark måste följa regler från exempelvis Skogsstyrelsen, som bland annat innebär krav på härdning, minimihalter av näringsämnen och maximihalter av tungmetaller och cesium-137⁴². Det är främst bottenaska som återförs till skogsmark, men även flygaska som lever upp till kraven kan återföras till skogsmark. Såväl botten- som flygaska från förbränning av biobränslen kan användas i olika anläggningssammanhang, till exempel som konstruktionsmaterial eller bindemedel i vägar. Aska som inte lever upp till ställda miljökrav för askåterföring eller anläggningsändamål deponeras.

3.1.2 Framtida potential: aktiva karbonatiserade produkter

Aktiv karbonatisering kan på sikt göra askor mer attraktiva i befintliga eller nya applikationer – inte nödvändigtvis genom helt nya

³⁸ (Svenska Geotekniska Föreningen, 2008)

³⁹ Intervju med Raul Grönholm på Sysav, 2025

⁴⁰ (Jacobsson, 2023), Intervju med Emma Zhang vid Ragn-Sells, 2025

⁴¹ Samtal med Karin Karlfeldt Fedje på Renova, 2025

⁴² (Skogsstyrelsen, 2019)

användningsområden, utan genom att förbättra askans tekniska egenskaper och miljöprofil. Aktiv karbonatisering kan exempelvis:

- Öka densitet och strukturstabilitet
- Sänka pH och därmed vissa metallers rörlighet
- Bidra med klimatnytta genom inbindning av koldioxid

Ovanstående faktorer kan öka acceptansen i upphandlingar och tillståndprocesser, särskilt i projekt där klimat- och miljöprestanda är centrala, som gröna byggprojekt och hållbar infrastruktur.

Några möjliga användningsområden identifierade i litteratur, intervjuer och pilotförsök sammanfattas i Tabell 4.

Tabell 4. Möjliga tillämpningar för karbonatiserade askor och dess förutsättningar

Tillämpning	Förutsättningar / Kommentarer
Bärlager i vägkonstruktioner	Redan etablerat på flera håll. Kräver kontroll av lakbarhet.
Återfyllnadsmaterial i gruvor och deponier	Tekniskt möjligt, men låg betalningsvilja.
Ballast i betong eller prefabricerade produkter	Kräver jämn partikelstorlek, låg föroreningshalt och verifierad karbonathalt.
Cementklinkersättning	Pulverformade karbonater från indirekt karbonatisering har störst potential, men måste ha låg halt av potentiell giftiga metaller ⁴³ .
Specialprodukter (färg, plast, gasseparation)	Kräver renhet och kontroll på partikelstorlek – här kan indirekt karbonatisering ge fördelar.

Enligt flera aktörer, däribland Chalmers, Ragn-Sells och RISE, finns särskild potential i att vidareförädla karbonatiserade produkter till högvärdiga tekniska applikationer. Detta gäller särskilt material från indirekt karbonatisering, där slutprodukten ofta är mer ren och förutsägbar än vid direkt karbonatisering av blandade askor⁴⁴. Sådana produkter kan exempelvis användas som råvara för kalciumkarbonat i plast- och färgindustri, eller i porösa strukturer för gasseparation.⁴⁵ Tvättrester från Ash2Salt-behandling (ca 80% av ursprungsaskan), som

⁴³ (RISE, 2025)

⁴⁴ (RISE, 2025)

⁴⁵ Intervju med Henrik Leion vid Chalmers Tekniska Högskola, 2025; Intervju med Emma Zhang vid Ragn-Sells, 2025; (RISE, 2025)

idag läggs på deponi som icke farligt avfall, skulle innehåller en hel del kalcium- och magnesiumsalter. Dessa skulle kunna karbonatiseras och efter eventuellt ytterligare reningssteg producera värdefulla produkter såsom utfälld kalciumkarbonat (PCC).⁴⁶

RISE bedömer att grusformade produkter är enklare att hantera men har låg ekonomisk potential. Pulverformade produkter är mer lovande för exempelvis cementersättning, men ställer höga krav på askans renhet och processkontroll. Processen för att mala aska till pulver är dessutom energikrävande, vilket riskerar att reducera eventuella hållbarhetsvinster som substitutionen skulle ha gett.⁴⁷

Hållfastheten måste också vara tillräcklig när exempelvis cement ska ersättas med aska. Även här kan mindre partikelstorlekar vara fördelaktigt då studier har visat att dessa klarar kompressionstester bättre än större partikelstorlekar.⁴⁸

Skillnader mellan naturligt och aktivt karbonatiserade askor

Många av de tillämpningar som är tekniskt möjliga för aktivt karbonatiserade askor överlappar med dem som redan används för naturligt karbonatiserade. Däremot kan den aktiva processen leda till:

- **Bättre kontroll** av produktens sammansättning och egenskaper
- **Snabbare process** – timmar och dagar istället för månader
- **Minskade ytbehov** för askhantering eftersom reaktionen går snabbare
- **Bättre möjligheter till certifiering** av klimatnytta och resursåtervinning
- **Potential att undvika utsläppsrättskostnader** för bevisat inbunden fossil koldioxid, se vidare i avsnitt 4.1.
- **Potential att skapa certifierade kolsänkor**, för bevisat inbunden biogen koldioxid, se vidare i avsnitt 4.2.

Däremot visar flera studier⁴⁹ att lakningsegenskaperna inte alltid förbättras jämfört med naturlig karbonatisering. Miljökrav – t.ex. lakbarhet och innehåll av metaller som antimon, zink eller klorider – kan fortsatt begränsa tillämpningar, särskilt i känsliga miljöer nära grundvatten. Även produkter med god teknisk prestanda kan kräva

⁴⁶ Intervju med Emma Zhang vid Ragn-Sells, 2025

⁴⁷ Intervju med Gry Møl Mortensen och Alexander Oliva Rivera RISE, 2025

⁴⁸ (Flinto, 2025)

⁴⁹ (Hamner, 2022); (RISE, 2022)

förbehandling eller omfattande dokumentation. Miljöriskbedömningar, inklusive lakteter, blir därför avgörande oavsett användningsområde.

Mot denna bakgrund framstår det som mest realistiskt att framtida tillämpningar fortsatt kommer att ligga inom områden där viss praxis redan finns – exempelvis vägbankar, deponitäckning och fyllnadsmaterial i hamn- och industriområden. Dock är nyttjandegraden i denna typ av applikationer fortfarande låg i Sverige. Exemplet från Trelleborgs hamn visar teknisk genomförbarhet, men är ännu ovanligt i svensk kontext.

3.2 AKTÖRER OCH VÄRDEKEDJOR

För att karbonatiserade askor ska kunna nyttjas i större skala krävs fungerande värdekedjor där flera aktörer samverkar. Dessa värdekedjor omfattar hela flödet från produktion till slutanvändning – inklusive insamling, bearbetning, transport, kvalitetskontroll och marknadsföring.

Följande aktörer kan exempelvis medverka:

- **Producenter** är främst energi- och avfallsbolag som genererar askor genom avfalls- eller biobränsleförbränning. Dessa aktörer har ofta redan anläggningsnära lagringsytor och erfarenhet av hantering av restprodukter från förbränning. I vissa fall kan de också ta en aktiv roll i vidareförädling eller intern användning av materialen.
- **Förädlingsledet** omfattar aktörer som ansvarar för karboniseringsprocessen. Det kan ske på plats vid förbränningsanläggningen eller centralt hos specialiserade aktörer. Reaktoroperatörer och förädlare behöver anpassa processen efter askans sammansättning och tilltänkt användning. Exempelvis kräver pulverformade karbonater särskilda renhetskrav för att kunna användas i cement eller färgindustri.
- **Transport och logistik** utgör en viktig del av värdekedjan. Karbonatiserade askor måste levereras till mottagare i rätt tid och med bibehållen kvalitet. I byggprojekt kan det exempelvis krävas att materialet täcks inom ett dygn för att undvika damning, vilket ställer krav på logistikens tajming och samordning⁵⁰. Samtidigt har många förbränningsanläggningar fördelen att ligga nära tätorter och därmed potentiella användningsområden – till skillnad från bergkross, som ofta kräver längre transporter⁵¹.

⁵⁰ Intervju med Ulf Sonesson på Trelleborgs Hamn, 2025

⁵¹ Intervju med Raul Grönholm på Sysav, 2025

- **Slutanvändare** återfinns främst inom bygg- och anläggningssektorn. Det kan handla om exempelvis entreprenörer, betongtillverkare eller offentliga aktörer som Trafikverket och kommuner. Slutanvändare ställer krav på både teknisk prestanda och miljöegenskaper, såsom lakningsnivåer. För att öka användningen krävs att karbonatiserade askor kan möta de tekniska kraven, att klimatprestandan kan bevisas i enlighet med gällande regelverk samt att detta kan komma till en acceptabel kostnad.
- **Myndigheter och offentliga aktörer** spelar en nyckelroll. Tillsynsmyndigheter hanterar tillståndprocesser och miljöbedömningar, vilket påverkar användningens möjligheter. Offentliga upphandlare och kommuner kan också påverka genom krav på återvunnet material eller genom att tilldela mark till projekt där askbaserade material kan användas. Kommuner har dessutom ofta rådighet över egna hamnar, vägar, parkeringar, uppställningsytor och andra markområden, vilket kan underlätta implementering.



Figur 2. Illustration av en värdekedja för produktion och nyttjande av aktivt karbonatiserade askor.

Samverkan mellan aktörerna i värdekedjan är avgörande för att nyttjandegraden av karbonatiserade askor ska bli av. I fallet för nyttjande av slaggrus i Trelleborgs hamn lyfts vikten av tidig samordning mellan

avfallsbolag, hamnverksamhet och entreprenörer⁵². I en intervju betonar hamnens representant att samordning och planering – särskilt kring logistik och täckning – var centralt för att användningen skulle fungera smidigt⁵³.

För att dessa värdekedjor ska fungera i praktiken krävs dock inte bara tekniska lösningar och etablerade samverkansstrukturer mellan aktörer – det måste också finnas ekonomisk logik för alla inblandade. I följande avsnitt analyseras vilka drivkrafter och hinder som kan påverka affärsmodellen för aktiv karbonatisering av askor, både för producenter, förädlare och slutanvändare.

3.3 AFFÄRSLOGIK OCH DRIVKRAFTER

För att aktiv karbonatisering av askor ska bli ett realistiskt alternativ krävs inte bara teknisk genomförbarhet – affärsmodellen måste också gå ihop. I dagsläget är marknadens betalningsvilja för karbonatiserade askor mycket låg. Den låga betalningsviljan speglar de konkurrenskraftiga priserna för alternativ som bergkross och cementklinker – material som dessutom är väletablerade och kräver minimalt med tillstånd.

Samtidigt står många askproducenter – framför allt energi- och avfallsbolag – inför ett strategiskt vägval. I takt med att antalet deponier minskar och allt fler är färdigtäckta försvinner ett av de få etablerade användningsområdena för bottenaska. Frågan är därför: *vad ska man göra med askan i framtiden?*

3.3.1 Drivkrafter och hinder för producenter

Drivkrafter:

- **Undvikna deponikostnader:** Genom att hitta nya avsättningar för askor undviks avgifter för deponering, vilket kan ge betydande besparingar – både ekonomiskt och i form av frigjord lagringsyta.
- **Undvika utsläppskostnader:** Om CO₂-inbindning kan verifieras i enlighet med EU ETS kan det minska behovet av att överlämna utsläppsrätter för fossila utsläpp. Läs mer om detta i avsnitt 4.1.
- **Intäkter via frivilliga marknader:** Inbindning av biogen CO₂ kan på sikt ge intäkter genom försäljning av certifierade

⁵² Intervju med Ulf Sonesson på Trelleborgs Hamn, 2025; Intervju med Raul Grönholm på Sysav, 2025

⁵³ Intervju med Ulf Sonesson på Trelleborgs Hamn, 2025

klimatkrediter, t.ex. enligt CRCF (Carbon Removal Certification Framework). Läs mer om detta i avsnitt 4.2.

- **Potentiell försäljning av den karbonatiserade askan:** Vissa fraktioner, särskilt från indirekt karbonatisering, kan exempelvis ha tillräcklig kvalitet för att säljas till specialtillämpningar, även om detta ännu är ovanligt.

Hinder:

- **Investeringar i teknik och infrastruktur** (reaktorer, mellanlagring etc.)
- **Resurser för tillstånd och verifiering** (inkl. miljöbedömningar och EPD:er)
- **Logistik och samordning** med befintlig askhantering, t.ex. metallutvinning
- **Alternativkostnad för CO₂** som annars kunnat säljas vidare (t.ex. från biogas)
- **Begränsad tillgång till ytor** i anläggningsnära miljöer
- **Oklarheter kring hur klimatnyttan (och den ekonomiska uppsidan av denna) ska fördelas mellan ingående aktörer**

Ett strategiskt vägval gäller om karbonatiseringen ska ske direkt med rökgas eller med infångad, ren CO₂. Valet påverkar investeringskostnader, reaktordesign, reaktionstid och logistik. Vägvalet diskuteras vidare i avsnitt 3.3.3.

3.3.2 Möjligheter och hinder för slutanvändare

Även för potentiella användare – såsom kommuner, entreprenörer och byggbolag – finns både möjligheter och utmaningar:

Möjligheter:

- Potential för lägre materialkostnader
- Möjlighet att förbättra klimatprofilen
- Möjlighet att uppfylla miljökrav, cirkularitetsmål etc. i upphandlingar

- Potentiellt minskade transportkostnader pga. närhet mellan förbränningsanläggning och användningssite jämfört med lokalisering för tex. stenbrott

Hinder:

- Osäkerhet kring kvalitet och miljöegenskaper (särskilt lakning)
- Större behov av dokumentation och mätning samt krångligare tillståndprocesser än för konventionella alternativ
- Acceptansfrågor från allmänhet och tillsynsmyndigheter
- Mer komplex logistik och tajming i projektplaneringen

3.3.3 Kostnadsaspekter jämfört med andra alternativ för koldioxidborttagning

Det saknas idag konkreta kostnadsuppskattningar för aktiv inbindning av koldioxid i askor, vilket till stor del beror på att tekniken fortfarande befinner sig i ett tidigt utvecklingsskede (låg TRL). Det är därför svårt att göra en direkt jämförelse med andra framväxande tekniker för koldioxidborttagning, såsom CCS (Carbon Capture and Storage) eller CCU (Carbon Capture and Utilisation). Även om dessa tekniker är mer etablerade i forsknings- och demonstrationssammanhang än aktiv karbonatisering, är de ännu inte implementerade i större skala – men flera projekt är på väg att realiseras.

En viktig utgångspunkt är att potentialen för koldioxidinbindning i energiaskor är relativt begränsad jämfört med en förbränningsanläggnings totala utsläpp. Det innebär att aktiv karbonatisering i första hand inte bör betraktas som en fullskalig infångningsteknik för koldioxid, utan snarare som en metod för askhantering med klimatnytta som en möjlig bieffekt. Klimatnytta kan ändå uppstå i och med inbindningen och potentialen att ersätta andra material. Möjligheten att askor från flera anläggningar samlas och behandlas gemensamt skulle ytterligare kunna öka infångningspotentialen i aska vid en och samma anläggning. Potentiellt kan då skalfördelar (såväl tekniska som kompetensmässiga och ekonomiska) åstadkommas, särskilt för mer avancerade processer som indirekt karbonatisering. Klimatnyttan att samla in askor från flera anläggningar och gemensamt binda in koldioxid i dem behöver emellertid vägas mot eventuellt ökade utsläpp i och med asktransporten.

Flera faktorer påverkar kostnadsbilden för aktiv karbonatisering. Ett centralt val gäller om karbonatiseringen ska ske direkt från rökgas eller

från en ren, infångad koldioxidström. Direkt användning av rökgas kan minska behovet av dyr infångning, men reaktionen går långsammare, vilket kan kräva större reaktorer, längre uppehållstid och mer utrymme för lagring. Användning av infångad, ren koldioxid möjliggör snabbare reaktioner, men kräver att infångningssystem redan finns på plats – vilket i sig är kostsamt. Dessutom är det en mycket liten andel av den totala koldioxid från en anläggning som kan bindas in i askorna. En möjlighet skulle vara att låta en delström från rökgasen gå till karbonatisering medan resten går till en anläggning för koldioxidinfångning för senare lagring (CCS) eller annan användning (CCU). Det skulle kunna sänka kostnaderna för koldioxidinfångning, vilket är en kostsam process.

Som jämförelse innebär CCS-teknik med infångning, transport och lagring av koldioxid ofta höga kostnader, minst 2000 kr per ton, beroende på bland annat anläggning, teknikval och lokalisering. CCU-tekniker kräver samma typ av infrastruktur för infångning, varefter eventuell transport och vidareförädling ska ske, vilket även det kan vara mycket kostsamt.

Aktiv karbonatisering innebär potential att undvika kostnader för långväga transport och lagring av koldioxid. Beroende på betalningsvilja för eventuella koldioxidkrediter respektive CCU-produkter samt eventuella undvikna ETS-kostnader för såväl CCS, CCU och aktiv karbonatisering kan en jämförelse göras.

Därmed kan aktiv karbonatisering vara ett mer attraktivt alternativ i situationer där:

- Tillgång till CCS/CCU-infrastruktur saknas eller är avlägsen.
- Askhanteringskostnader är höga, till exempel när askor annars måste transporteras långa sträckor till avlägsna deponier, eller när deponikostnaderna är höga på grund av brist på tillgänglig yta eller skärpta regler för deponering.
- Det finns efterfrågan på karbonatiserade produkter lokalt.

I andra fall, särskilt om anläggningen ändå investerar i CCS och har tillgång till relevant infrastruktur, kan karbonatisering vara ett komplement snarare än ett alternativ. Sammantaget innebär detta att teknikvalet och dess kostnadseffektivitet i hög grad kommer att bero på såväl teknikstatus vid investeringstillfället som lokala förutsättningar – såsom tillgång till infrastruktur, närhet till marknader och avsettningsmöjligheter för karbonatiserad aska.

3.3.4 Summering affärslogik och drivkrafter

Genomslaget för produktion och användning av aktivt karbonatiserade askor avgörs inte enbart av teknisk genomförbarhet, utan i hög grad av affärsmässiga incitament längs hela värdekedjan. Den nuvarande affärslogiken är svag – framför allt på grund av svag efterfrågan, stark konkurrens från konventionella material och avsaknad av tydliga styrmedel och marknader. Samtidigt visar jämförelsen med andra tekniker för CCS och CCU att aktiv karbonatisering potentiellt kan bli ett kostnadseffektivt alternativ eller komplement i vissa situationer, särskilt där infrastruktur för koldioxidlagring saknas eller där askhanteringskostnader är höga.

För att tekniken ska få bredare tillämpning krävs att:

- askproducenter får starkare skäl att söka nya lösningar (t.ex. minskade deponimöjligheter),
- klimatnytta kan verifieras och monetariseras,
- slutanvändare får enklare tillgång till godkända produkter med dokumenterad miljöprestanda
- och att ett regelverk respektive incitamentssystem finns på plats för att premiera cirkulära material.

I nästa avsnitt diskuteras de styrmedel som skulle kunna bidra till utveckling av en marknad för aktivt karbonatiserade askor.

4 Regelverk och policyförutsättningar

För att aktiv karbonatisering av energiaskor ska kunna realiseras i praktiken räcker det inte med teknisk och affärsmässig potential – även de rättsliga förutsättningarna måste vara på plats. Den här typen av process berör ett flertal regelverk på både EU- och nationell nivå, där olika delar av värdekedjan – från inbindning av koldioxid till användning av den karbonatiserade askan – omfattas av olika krav.

I detta kapitel sammanfattas de viktigaste styrmedel, lagar och förordningar som har betydelse för tekniken. Fokus ligger särskilt på EU:s utsläppshandelssystem (EU ETS) och det nya certifieringsramverket för kolsänkor (CRCF), men även avfallsreglering, byggproduktförordningen, REACH och miljöbalken behandlas. Syftet är att ge en samlad bild av vilka juridiska förutsättningar som kan möjliggöra eller begränsa marknadsintroduktionen av aktiv karbonatisering, samt att identifiera områden där regelverket fortfarande är ottydligt eller under utveckling.

4.1 UTSLÄPPSHANDELSDIREKTIVET (EU ETS) OCH TILLHÖRANDE FÖRORDNING OM ÖVERVAKNING OCH RAPPORTERING (MRR)

EU:s utsläppshandelssystem⁵⁴ (EU ETS) är ett viktigt styrmedel för att minska växthusgasutsläpp genom att sätta ett tak för utsläppen och låta företag handla med utsläppsrätter inom detta tak. Övervaknings- och rapporteringsförordningen MRR⁵⁵ (Monitoring and Reporting Regulation) är den EU-förordning som styr hur utsläpp ska övervakas, rapporteras och verifieras inom EU ETS, för att säkerställa att systemet är transparent och korrekt. Både EU ETS och MRR har nyligen uppdaterats.

4.1.1 Permanent inlagring av koldioxid i produkter – en möjlighet vid inbindning av koldioxid i askor

En av uppdateringarna i EU ETS rör permanent inlagring av koldioxid i slutprodukter som en giltig metod för att minska utsläpp. I och med 2023 års revidering av EU ETS-direktivet infördes artikel 12(3b), som innebär att utsläppsrätter inte behöver överlämnas för fossil koldioxid som har blivit permanent kemiskt inbunden i en produkt. Samtidigt tog man bort

⁵⁴ (EU, 2003)

⁵⁵ (EU, 2024)

möjligheten att slippa utsläppsrätter för fossil koldioxid som bundits in i utfälld kalciumkarbonat (PCC). Detta beror på att man bedömt att sannolikheten att koldioxiden frigörs till atmosfären i avfallsskedet är mycket stor.

De nya reglerna kring permanent inlagring av fossil koldioxid i slutprodukter gäller från 1 januari 2025. En delegerad akt⁵⁶ förtydligar att vissa kriterier måste vara uppfyllda för att undantas skyldighet att överlämna utsläppsrätter.

Ett kriterium är **aktiv inbindning**, dvs koldioxiden måste bindas in i en aktiv och kontrollerad inbindningsprocess där mängden koldioxid som binds in kan mätas och fastställas. Kol som redan inbundits innan den aktiva processen eller kol som naturligt binds in efter processen, räknas **inte** in. Exakt hur detta ska gå till i praktiken är inte helt tydligt, men kraven enligt MRR är att man måste ha en godkänd övervakningsplan, använda tillförlitliga och verifierbara mätmetoder och en oberoende verifiering. Det är Naturvårdsverket som ska godkänna övervakningsplanen och i denna behöver metoden för den aktiva inbindningen beskrivas och sannolikt måste man även beskriva hur man avser att skilja på aktiv och naturlig inbindning.

Ett annat kriterium gäller **permanent inbindning**. Koldioxiden måste bindas in permanent och får inte tillföras atmosfären under en period om flera århundraden. Koldioxiden får alltså inte släppas ut i atmosfären under produktens normala användning eller efter dess livslängds slut.

Slutligen är det bara vissa **specifika godkända slutprodukter** som accepteras än så länge. Om man kan föra i bevisning att andra slutprodukter också kan binda in koldioxid permanent är det inte omöjligt att listan kan utökas, men det är upp till EU-kommissionen att besluta om.

De godkända slutprodukterna har valts ut då risken anses liten att den inlagrade koldioxiden släpps ut i slutet av produktens livslängd eftersom slutbehandling idag utgörs av återvinning, återfyllning och deponering. I den delegerade akten står specifikt att slutprodukter som i stor utsträckning slutbehandlas genom avfallsförbränning ej inkluderas eftersom risken för utsläpp vid slutbehandling bedöms stor.

EU-kommissionen kan komma att se över vilka slutprodukter som ska vara godkända, men i dagsläget är det endast mineralkarbonater (t.ex.

⁵⁶ (EU, 2024)

kalciumpkarbonat och magnesiumkarbonat) som används i följande byggprodukter⁵⁷ som godkänns:

- Karbonatiserat ballastmaterial som används obundet eller bundet i mineralbaserade byggprodukter.
- Karbonatiserade beståndsdelar av cement, kalk eller andra hydrauliska bindemedel som används i byggprodukter
- Karbonatiserad betong, inbegripet förgjutna block, markstenar eller cellbetong
- Karbonatiserad tegel, karbonatiserade plattor eller andra karbonatiserade murbruksenheter

Det finns behov att ytterligare förstå vilka av ovan som eventuellt skulle kunna vara relevanta för karbonatiserade askor.

4.1.2 Vad gäller vid blandade koldioxidströmmar?

EU ETS omfattar i dagsläget endast koldioxid av fossilt ursprung⁵⁸, vilket innebär att biogen koldioxid som binds in permanent idag inte omfattas av EU ETS. Det finns således inga incitament från utsläppshandeln att binda in biogen koldioxid i dagsläget. Det väcker frågan om vad som gäller vid blandade koldioxidströmmar med både biogen och fossil koldioxid, t.ex. från avfallsförbränning. Kan man då välja vilken koldioxid – biogen eller fossil – som avskiljs och sedan lagras (CCS) eller används (CCU)? I Energiforsksprojektet Bio-CCS i fjärrvärmesektorn – etapp 2⁵⁹ har frågan om ”allokering av koldioxid” studerats närmare.

För inbindning i askor skulle frågan alltså vara om man kan välja vilken koldioxid som binds in i askor. Eftersom askvolymerna vid en förbränningsanläggning är begränsande jämfört med koldioxidvolymerna så kommer en anläggning ha ett överskott av koldioxid. På så sätt kan det vara intressant att kunna välja att det är just den fossila koldioxiden som binds in i askorna. På så sätt kan utsläppsrätter undvikas, förutsatt att ovanstående krav om aktiv och permanent inbindning samt godkända produkter uppfylls.

Resultaten från Energiforsks Bio-CCS-projekt visar dock tydligt att det i dagsläget *inte är tillåtet* att allokera fossil koldioxid, utan redovisningen

⁵⁷ Byggprodukt definieras enligt den delegerade akten som ”varje format eller formlost fysiskt föremål som släpps ut på marknaden för att permanent infogas i byggnadsverk eller delar därav”.

⁵⁸ Däremot får man göra avdrag från biogen koldioxid som alltså är undantagen från att överlämna utsläppsrätter.

⁵⁹ Projektet avslutas i juni 2025 och rapport publiceras därefter och finns då att ladda ned från Energiforsks hemsida.

ska fortsatt baseras på fysiskt uppmätt fossil koldioxid. Däremot tillåts nu vissa specifika undantag och avdrag, framför allt kopplade till så kallade "nollräknade bränslen", som uppfyller särskilda kriterier och då räknas som nollutsläpp vid förbränning. Detta är dock inte relevant vid inbindning av koldioxid i askor eftersom det inte är ett bränsle som produceras utan en annan typ av produkt.

4.1.3 Vad gäller vid slutlagring av koldioxid som bundits in i askor?

Koldioxid som bundits in i askor skulle hypotetiskt kunna lagras permanent i någon form av säkra förvar. En fråga som kommit upp i projektet är om detta skulle kunna räknas som CCS enligt EU ETS. Idag ingår inte denna typ av lagring varken i EU ETS eller i EU:s CCS-direktiv. Profu har ställt frågan till Naturvårdsverket, som tagit upp detta vid ett EU-möte i maj 2025. Naturvårdsverket berättar att EU-kommissionen fått denna typ av frågor från flera håll och att det kommer tas upp i samband med revideringen av ETS-direktivet. En möjlighet som potentiellt skulle kunna komma upp vid revideringen av ETS-direktivet är om man kan vidga begreppet för byggprodukter som är godkända slutprodukter för aktiv koldioxidinlagring i produkter, så att man inte måste använda produkten i den sektorn utan kan lagra den i t.ex. gruvor eller liknande. En förutsättning för detta skulle vara att denna typ av lagring skulle godkännas enligt CCS-direktiv, som i dagsläget endast godkänner geologisk lagring av koldioxid.

Slutlagring av koldioxid som bundits in i aska (mineralkarbonater) skulle i viss mån kunna liknas vid den lagringsverksamhet som pågår på Island där koldioxid lagras in i basaltmineraller⁶⁰. Basalt är en magmatisk bergart som innehåller relativt hög halt av kalcium-, magnesium- och järnoxider, som kan karbonatiseras. En viktig skillnad mellan karbonatisering av askor och basaltmineraller är förstås att basalt är en naturlig del av berggrunden medan askor är resultat av mänsklig aktivitet. Lagring i basalter kan uppfylla CCS-direktivets krav på geologisk lagring⁶¹. Däremot är inte troligt att karbonatiserad aska som sedan lagras geologiskt skulle godkännas som slutlagring enligt CCS-direktivet. Skäl till denna bedömning är dels att CCS-direktivet avser injektion och lagring av koldioxidströmmar⁶² (inte av mineralkarbonater), dels att inget avfall eller andra substanser får tillsättas i bortskaffningssyfte, dels att

⁶⁰ Liknande möjligheter utreds även för Sverige, exempelvis i projekt på LTU.

⁶¹ Det isländska lagringsprojektet "Carbfix" blev i maj 2025 först med att erhålla tillstånd enligt CCS-direktivet att lagra koldioxid onshore i basalt (Carbfix, 2025).

⁶² Koldioxidström definieras som ett "flöde av substanser som är resultatet av processer för koldioxidavskiljning"

koldioxid ska lagras i naturliga geologiska formationer (inte i aska som sedan lagras).

4.2 CERTIFIERINGSRAMVERK FÖR KOLSÄNKOR (CRCF)

EU:s förordning om certifiering av kolsänkor⁶³ (CRCF, Carbon Removal Certification Framework) – är ett nytt regelverk som syftar till att skapa ett enhetligt, trovärdigt och transparent system för att certifiera olika former av kolsänkor inom EU. Det omfattar biogen och atmosfärisk koldioxid. Fossil koldioxid är alltså inte relevant i sammanhanget. Systemet är frivilligt, åtminstone på kort sikt, men kan komma att bli obligatoriskt i senare skede. Kolsänkor som certifieras enligt CRCF får endast användas till att uppfylla EU:s klimatåtagande enligt Parisavtalet. Certifikat får därmed inte säljas till länder utanför EU. Senast 2028 ska ett EU-gemensamt register etableras för att registrera, spåra och säkerställa transparens i hanteringen av certifierade enheter.

Systemet delar in kolsänkor i tre olika aktiviteter baserat på bedömd permanens av kolupptaget. Eftersom klimatnyttan och permanensen skiljer sig åt mellan dessa aktiviteter ska de certifierade enheterna också vara åtskilda.

Den första och ur kolsänkeperspektiv "finaste" aktiviteten är **permanent kolupptag** (permanent carbon removal). Det definieras som *"varje metod eller process där atmosfäriskt eller biogent kol, under normala omständigheter och med lämpliga hanteringsmetoder, avskiljs och lagras i flera århundraden, inbegripet permanent kemiskt bunden kol i produkter, och som inte kombineras med ökad återvinning av kolväten."* Permanent kolupptag kan avse:

- avskiljning och lagring i flera århundraden av atmosfäriskt eller biogent kol
- avskiljning och permanent kemisk inbindning av atmosfäriskt eller biogent kol i produkter (relevant för inbindning i askor).

Den andra aktiviteten är **kolinlagrande markanvändning** (carbon farming), vilket definieras som *"varje metod eller process utförd under en verksamhetsperiod på minst fem år, som rör förvaltning av land- eller kustmiljöer och som leder till avskiljning och tillfällig lagring av atmosfäriskt eller biogent kol i biogena kolpooler eller till minskning av utsläpp från mark."*

Kolinlagrande markanvändning kan exempelvis avse:

- avskiljning och tillfällig lagring av atmosfäriskt eller biogent kol i biogena kolpooler
- minskning av växthusgasutsläpp från mark

⁶³ (EU, 2024)

Kollagring i produkter (carbon storage in products) är den tredje aktiviteten, vilket definieras som *"varje metod eller process där atmosfäriskt eller biogent kol avskiljs och lagras i minst 35 år i långvariga produkter, som möjliggör övervakning på plats av det kol som lagras, och som certifieras under hela övervakningsperioden."* Kollagring i produkter, som kan vara relevant för inbindning i askor, innebär avskiljning och minst 35 års lagring av atmosfäriskt eller biogent kol i produkter. Det måste här även ske en övervakning på plats av inlagrat kol samt säkerställas att det stannar i produkten under minst 35 år.

Kolsänkor måste leva upp till ett antal kriterier, som förkortas QU.A.L.ITY:

- **Kvantifierbarhet (QU)** av kolsänkans klimatnytta på ett verifierbart och spårbart sätt
- **Additionalitet (A)** som säkerställer att klimatnyttan inte hade uppstått i ett referensscenario (utan åtgärd)
- **Långsiktighet (L)**, dvs att kolsänkan uppfyller kraven på permanens som finns i de olika typerna av kolsänkor
- **Hållbarhet (ITY)**, dvs kolsänkan får inte orsaka skada på miljö, människor eller andra värden

I perspektivet kolinbindning i askor så är två av ovan nämnda aktiviteter relevanta och det är inlagringens permanens som avgör vilken typ av aktivitet som kan vara aktuell. Om permanent inbindning kan säkras så är det möjligt att certifiera som **permanent kolupptag genom avskiljning och permanent inbindning av atmosfäriskt eller biogent kol i produkter**. Vid kortare inbindning, men minst 35 år, så finns möjlighet att certifiera genom aktiviteten **kollagring i produkter**. Notera att koldioxiden i båda fallen kan vara biogen eller atmosfärisk. Det innebär högst sannolikt inte att den naturliga inbindningen kan certifieras eftersom det inte skulle leva upp till kravet på additionalitet. Den naturliga karbonatiseringen skulle ju ha inträffat även i ett referensscenario och alltså inte som en följd av en specifik åtgärd.

En fråga som kommit upp i projektet är om även inbindning av koldioxid i aska genom förstärkt vittring (enhanced weathering på engelska) skulle kunna certifieras som kolinlagrande markanvändning enligt CRCF. Det skulle t.ex. innebära att aska bereds så att den kan spridas på mark på ett sätt som optimerar inbindning av koldioxid. Det inte är helt tydligt om CRCF skulle kunna inkludera denna typ av kolupptag.

4.3 EU ETS OCH CRCF I KOMBINATION?

EU ETS omfattar endast fossil koldioxid, varför inbindning av koldioxid i askor alltså endast är relevant för fossil koldioxid i ETS-perspektiv. För att inbindningen ska klassas som permanent, och att utsläppsrätter därmed inte behöver överlämnas, måste inbindningen ske i en aktiv teknisk CCU-process, inbindningen måste tydligt mätas, slutprodukten måste vara någon av EU:s godkända och koldioxiden får inte tillföras atmosfären under en period om flera århundraden.

Vid inbindning av biogen koldioxid kan certifieringsramverket CRCF vara relevant. Det omfattar biogen koldioxid (och atmosfärisk). Beroende på inbindningens permanens så kan certifieringen gälla aktiviteten permanent kolupptag genom permanent inbindning i produkt (vid permanent inbindning) eller kolinlagring i produkter (vid minst 35 års inbindning).

Vad gäller då om man har blandade strömmar av biogen och fossil koldioxid, till exempel från avfallsförbränning? Ingen allokering är möjlig enligt EU ETS (se avsnitt 4.1), det är alltså inte möjligt att avskilja och lagra in en delmängd av koldioxiden och bestämma att den är just fossil (eller biogen). Motsvarande regler vid CRCF är inte helt tydliga. Högst sannolikt är det endast den biogena andel som binds in som kan certifieras som kolsänka genom CRCF, medan man kan slippa utsläppsrätter för den fossila andelen.

4.4 ANNAN LAGSTIFTNING

Aktiv karbonatisering av askor påverkas också av flera andra lagar och regelverk. Dessa rör bland annat hur askor klassificeras och hanteras som avfall, vilka krav som ställs vid användning i byggprodukter, samt vilka kemikalie- och miljökrav som gäller vid utsläppande på marknaden. Detta avsnitt ger en överblick över centrala regler inom EU och svensk lagstiftning som är relevanta för både inbindningsprocessen och användningen av den färdiga produkten.

4.4.1 Avfallslagstiftning

Avfallsdirektivet⁶⁴ fastställer rättsliga ramar för hantering av avfall och syftar bland annat till att skydda miljö och människors hälsa genom bättre avfallshantering, främja resurseffektivitet och återvinning samt att etablera en gemensam avfallshierarki. Askor från förbränning av avfall och biobränslen klassificeras som avfall enligt direktivet, vilket innebär

⁶⁴ (EU, 2008)

att deras hantering omfattas av särskilda krav. Det får konsekvenser för hur askor får lagras, behandlas och användas, om de kan upphöra att vara avfall ("end-of-waste status") och hur de kan nyttjas som bärare av koldioxid i CCU-processer.

Om askor efter karbonatisering kan materialåtervinnas (t.ex. användas i byggmaterial), betraktas detta som ett mer miljömässigt fördelaktigt alternativ än att de deponeras och är således i linje med avfallshierarkin⁶⁵. Eftersom askor juridiskt sett är "avfall" kan de inte fritt användas som råvara i industriella eller byggreglaterade sammanhang utan vidare prövning. Karbonatisering ändrar inte per automatik denna klassificering.

Enligt avfallsdirektivet (artikel 6) kan avfall upphöra att klassificeras som avfall om det genomgått ett återvinningsförfarande och lever upp till ett antal kriterier. Dessa kriterier är också införda i Miljöbalken (15 kap, §§9a-c). Naturvårdsverket har tagit fram en vägledning kring bedömning av när avfall upphör att vara avfall⁶⁶. Kriterierna enligt Miljöbalken/Avfallsdirektivet för att ett avfall ska upphöra att vara avfall (och alltså bli någon typ av produkt) innebär att produkten ska användas för ett särskilt ändamål, att det finns en marknad eller efterfrågan på den, att användningen är laglig samt att den är säker för miljö och hälsa. Verksamhetsutövaren ansvarar för att tillse att kriterierna uppfylls.

Karbonatiserad aska kan alltså potentiellt få "end-of-waste"-status, vilket möjligen kan vara viktigt för att kunna certifieras som en produkt med permanent inbunden CO₂ enligt andra regelverk (t.ex. EU ETS). Den delegerade akten till EU ETS om permanent inlagring i produkter definierar produkt som "varor och material inklusive mellanprodukter och derivat av dessa". Det är inte helt tydligt om ett avfall, t.ex. karbonatiserad aska, skulle kunna klassas som produkt enligt den delegerade akten.

4.4.2 Byggproduktförordningen

EU:s byggproduktförordning⁶⁷ har betydelse för möjligheten att använda karbonatiserad aska i bygg- och anläggningssektorn. Enligt denna

⁶⁵ Enligt avfallshierarkin är följande hantering prioriterad från bäst till sämst: förebyggande, återanvändning, materialåtervinning, annan återvinning (inkl. energiåtervinning), bortskaffande (t.ex. deponi).

⁶⁶ (Naturvårdsverket, Bedömning av när avfall upphör att vara avfall, 2024)

⁶⁷ (EU, EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS FÖRORDNING (EU) nr 305/2011 av den 9 mars 2011 om fastställande av harmoniserade villkor för saluföring av byggprodukter och om upphävande av rådets direktiv 89/106/EG, 2011) (EU, 2011)

förordning måste byggprodukter ha en prestandadeklARATION och vara CE-märkta innan de får släppas ut på marknaden inom EU.

Lagstiftningen ställer krav på att produkterna är säkra ur ett hälso- och miljöperspektiv. Det innebär att man måste visa att användningen inte leder till utsläpp av skadliga ämnen, såsom potentiellt giftiga metaller, och att den kemiska stabiliteten är tillräcklig över tid.

Byggproduktförordningen fastställer också grundläggande krav för byggnadsverk som utöver t.ex. krav på bärförmåga, brandsäkerhet m.m. också omfattar hållbar användning av naturresurser. Där lyfts fram vikten att säkerställa användning av återvunnet material, vilket har relevans för användning av karbonatiserad aska.

Utöver själva förordningen styrs användningen av förbränningsaskor i byggprodukter även av europeiska standarder, exempelvis EN 13242 för aggregat i väg- och anläggningsbyggande. Om askan genom aktiv koldioxidinbindning förändrats jämfört med den ursprungliga formen, kan den komma att falla utanför dessa standardspecifikationer. I så fall kan en Europeisk Teknisk Bedömning (ETA) krävas för att ändå tillåta användning inom ramen för Byggproduktförordningen.

4.4.3 REACH

EU:s kemikalieförordning REACH⁶⁸ innehåller regler om registrering, utvärdering, godkännande och begränsning av ämnen (kemikalier). Alla som tillverkar, importerar, säljer olika varor behöver följa reglerna och även användare har regler att förhålla sig till. Kraven i förordningen innebär till exempel att man måste visa att varje enskilt ämne separat eller i en blandning kan användas på ett säkert sätt genom hela livscykeln. Om inte detta är möjligt kan EU begränsa användningen av ämnet t.ex. genom förbud eller restriktioner. Farliga ämnen kan också bli tillståndspliktiga med syfte att successivt ersätta dem med mindre farliga alternativ.

REACH kan vara relevant för både processen att binda in koldioxid i förbränningsaskor och på den efterföljande användningen av den karbonatiserade askan. En karbonatiserad aska är en blandning av flera ämnen och varje enskilt ämne i askan bedöms separat enligt förordningen. Som karbonatiseringsaktör behöver man identifiera vilka ämnen som ingår i den karbonatiserade askan (t.ex. kalciumkarbonat, magnesiumkarbonat, potentiellt giftiga metaller). Om något av dessa ämnen produceras i mängder över 1 ton per år ska det registreras. Detta talar förstås mot att skala upp karbonatiseringen, t.ex. genom att samla

⁶⁸ (EU, 2006)

askor från flera anläggningar för gemensam karbonatisering, såsom beskrivs i avsnitt 2 och 3.

REACH gäller även för sekundära råvaror, återvunna material och restprodukter, under förutsättning att de släpps ut på marknaden. Om den karbonatiserade askan ska användas i exempelvis byggmaterial eller i anläggningsarbeten, måste den behandlas enligt REACH. Det innebär att sammansättningen måste vara känd och att potentiella risker för hälsa och miljö måste dokumenteras. Skulle askan innehålla ämnen som omfattas av restriktioner eller tillståndsplikt, kan dess användning komma att begränsas eller kräva särskilda tillstånd.

I vissa fall kan REACH-undantag vara tillämpliga, till exempel om karbonatiseringen sker inom ramen för avfallshantering och materialet inte sätts på marknaden som en produkt. Om askan däremot uppfyller kriterierna för att inte längre betraktas som avfall – det vill säga om den anses ha nått end-of-waste-status – blir REACH till fullo tillämpligt, vilket också förutsätter att all relevant dokumentation finns tillgänglig.

4.4.4 Nationell lagstiftning – exempel

Nedan beskrivs framförallt Miljöbalken och Naturvårdsverkets vägledningar kring användning av avfall i anläggningsarbeten. Utöver dessa kan även andra regelverk vara relevanta beroende på hur karbonatiserad aska ska användas, exempelvis Boverkets byggregler (BBR) och Trafikverkets krav avseende farliga ämnen i material och varor som används i deras verksamhet.

Miljöbalken har på flera sätt relevans för inbindning av koldioxid i askor, utöver frågeställningarna om askans status som produkt eller avfall, som beskrivs ovan (avsnitt 4.4).

En ny eller förändrad verksamhet där koldioxid binds i askor kan klassas som miljöfarlig verksamhet enligt 9 kap. miljöbalken, och därmed bli anmälnings- eller tillståndspliktig. Både verksamheten inbindning av koldioxid i askor och användningen av den karbonatiserade askan kan bli föremål för anmälnings- eller tillståndsplikt:

- Om **inbindningen av koldioxid i aska** sker vid en befintlig förbränningsanläggning räcker sannolikt ändringsansökan eller anmälan, men det beror på hur omfattande förändringen är och tillsynsmyndighetens tolkning. Om verksamheten ska ske på en helt ny plats eller i en helt ny verksamhet krävs sannolikt nytt tillstånd.
- **Användning av avfall för anläggningsändamål** är tillståndspliktigt enligt Miljöbalken och det är föroreningsrisken som avgör om

tillstånds- eller anmälningsplikt gäller⁶⁹. Om samma krav gäller karbonatiserad aska är oklart. Det beror på om askan fortfarande är klassad som avfall eller om den uppfyllt end-of-waste-kriterier och blivit en produkt samt om föroreningsrisk föreligger.

Utöver detta är de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap. miljöbalken alltid tillämpliga. Dessa innebär bland annat att verksamhetsutövaren ska ha tillräcklig kunskap om miljöeffekterna av sin verksamhet (kunskapskravet), vidta försiktighetsmått för att motverka negativ påverkan (försiktighetsprincipen), samt använda bästa möjliga teknik (BAT). Om flera metoder för inbindning finns tillgängliga ställs krav på att den minst miljöbelastande metoden väljs (produktvalsprincipen).

Om inbindningen sker så att grund- eller ytvatten kan påverkas, kan även 11 kap. om vattenverksamhet bli tillämpligt. Vidare kan verksamheten omfattas av egenkontroll enligt 26 kap. miljöbalken och egenkontrollförfordningen, med krav på rutiner för övervakning och dokumentation av miljöpåverkan.

Ett examensarbete från 2016 vid Lunds Tekniska Högskola⁷⁰ analyserade bland annat hur lagstiftning kan påverka användning av karbonatiserad slagg. De konstaterade att lagstiftningen var otydlig och att det fanns behov av tydligare regelverk kring bland annat produktstatus (kopplat till end-of-waste) och gränsvärden som avgör när karbonatiserad slagg får användas för olika ändamål. Examensarbetarna baserar bland annat sin analys på Naturvårdsverkets handbok 2010:1 om Återvinning av avfall i anläggningsarbeten⁷¹.

Naturvårdsverkets handbok gäller fortfarande men är under uppdatering. Såväl handboken som uppdateringen är inriktade både mot aspekter kring återvinning av massor från anläggningsarbeten, och hur olika typer av restprodukter (t.ex. karbonatiserad aska) kan användas i anläggningsarbeten. Handboken beskriver riskbedömning för lakning av metaller och andra ämnen och refererar till Naturvårdsverkets riktvärden för ringa risk. Båda dessa har relevans för bedömning av askor i anläggningssyften.

4.5 SAMMANFATTNING REGELVERK

I Tabell 5 sammanfattas hur olika regelverk påverkar karbonatisering av askor och deras användning. Sammanfattningsvis behöver flera regelverk

⁶⁹ (Naturvårdsverket, 2010)

⁷⁰ (Johansson & Lönnebo Stagnell, 2016)

⁷¹ (Naturvårdsverket, 2010)

samtidigt beaktas vid aktiv karbonatisering av askor. Regelverk som kan anses innebära möjligheter är framförallt EU ETS som möjliggör att slippa utsläppsrätter för permanent inlagring av fossil koldioxid i godkända slutprodukter samt CRCF som möjliggör certifiering av kolsänkor för biogen koldioxid. Samtidigt måste andra regelverk också uppfyllas beroende på tillämpning. Det gäller dels regelverk kring miljötillstånd för att bygga själva anläggningen för karbonatisering, dels miljö- och kemikaliekraV på den karbonatiserade askan för att den ska få användas för olika ändamål, dels specifika krav om den karbonatiserade askan ska användas som byggprodukt.

Tabell 5. Sammanfattning av beskrivna regelverk

Regelverk	Tillämpning	Villkor	Kommentar
EU ETS + MRR	Permanent inbindning av fossil CO ₂ i produkter	Aktiv inbindning, mätbarhet, verifiering, godkända produkter, långvarig lagring	Endast fossil CO ₂ ; ej för produkter som slutbehandlas genom förbränning
CRCF	Certifiering av biogena/atmosfäriska kolsänkor	Permanent inbindning (>100 år) eller minst 35 år (med övervakning)	Endast biogen CO ₂ ; kräver aktiv avskiljning och bunden form
Avfalls-direktivet	Klassificering och hantering av askor som avfall	Kan upphöra vara avfall om återvinningskriterier uppfylls (EoW-status)	Karbonatisering innebär ej automatiskt att avfallsstatus upphör
Byggprodukt-förordningen	Användning av karbonatiserad aska i byggprodukter	Prestandadeklaration, CE-märkning, säkerhets- och miljökrav	Särskilda regler för produkter utanför standard
REACH	Regler för kemiska ämnen i askan om det är en produkt	Registrering av ämnen >1 ton/år, säkerhets-bedömning	Gäller ej avfall, men tillämpas vid EoW-status
Miljöbalken (nationell)	Miljöfarlig verksamhet, tillstånd för inbindning och användning	Kunskapskrav, försiktighetsprincip, BAT, anmälnings-/tillståndsplikt	Oklart rättsläge för karbonatiserad aska; beroende av status som avfall/produkt

5 Klimateffekter

Karbonatisering av förbränningsaska kan möjliggöra både inlagring av koldioxid i fast form och substitut för jungfruliga råmaterial i bygg- och anläggningsändamål. I detta avsnitt uppskattas potentialen ur klimat- och resurssynpunkt.

Kalcium- och magnesiumföreningar i förbränningsaskor kan reagera med koldioxid och bilda stabila karbonater. Vid oxider av kalcium (CaO) och magnesium (MgO) kan den teoretiska bindningen härledas stökiometriskt till 0,79 ton CO₂ per ton CaO och 1,09 ton CO₂ per ton MgO. I praktiken är det dock endast en andel av askan som är reaktiv, eftersom inte all Ca och Mg föreligger i reaktiva former. Hur mycket som binds in vid aktiv inbindning beror alltså på halten av reaktiv kalcium och magnesium, men också på om askan redan utsatts för naturlig inbindning (genom lagring) och hur den aktiva inbindningen genomförs där exempelvis tryck, temperatur och partikelstorlek är avgörande, se vidare i avsnitt 2.

5.1 INBINDNINGSPOTENTIAL AV KOLDIOXID

För att bedöma potentiell klimatnytta av aktiv karbonatisering behöver potentialen för koldioxidinbindning i askor kvantifieras. Detta avsnitt ger en översikt över tillgängliga data från litteratur, beräkningsunderlag för några typanläggningar och en grov uppskalning till nationell nivå. Syftet är att grovt uppskatta hur mycket koldioxid som kan bindas in och att jämföra detta med andra tekniker för koldioxidinfångning och lagring.

5.1.1 Underlag från litteratur

Exempel på inbindningspotentialer som hittats i olika litteratur sammanfattas i Tabell 6. Av sammanställningen framgår att inbindningspotentialen är högre i askor från förbränning av biobränslen än från avfallsförbränning även om siffrorna är lite svårtolkade då de avser olika förhållanden (t.ex. aktiv eller naturlig inbindning, teoretiskt framräknade, labbtester eller verklig miljö).

Tabell 6. Ungefärliga inbindningspotentialer för koldioxid i askor enligt olika källor. Notera att vissa avser torr aska och andra våt. Omräkning har gjorts antaget 20% fukthalt.

Typ av aska	Inbindning (kg CO ₂ /ton aska)	Kommentar
Biobränsle	166 ⁷² våt aska (ca 200 torr)	Aktiv inbindning i labbtester. Inbindning utöver redan naturligt inbunden koldioxid.
Biobränsle	338 ⁷³ torr aska (ca 270 våt)	Aktiv inbindning
Mix	67-290 ⁷⁴ torr aska (ca 55-230 våt)	Aktiv inbindning i flygaska från förbränning av avfall och biobränslen.
Avfall	37 ⁷⁵ våt aska ca 46 (torr)	Naturlig inbindning. Verklig miljö.
Avfall	89 ⁷⁶ torr aska (ca 70 våt)	Aktiv inbindning i labbtester. Inbindning utöver redan naturligt inbunden koldioxid.
Avfall	12-18 ⁷⁷ torr aska (ca 10-14 våt)	Naturlig inbindning. Praktiskt framtagna värden sammanställda i Johansson m.fl. (2016).
Avfall	55-251 ⁷⁸ torr (ca 44-200 våt)	Teoretiska siffror sammanställda i Johansson m.fl. (2016).

5.1.2 Exempelberäkning för typanläggningar

För att få en uppfattning om potentialen för inbindning av koldioxid i askor studerar vi två typanläggningar – en för förbränning av biobränsle (grot respektive bark) och en för förbränning av hushållsavfall. Inbindningspotentialen antas vara 250 kg CO₂/ton torr biobränsleaska respektive 40-100 kg CO₂/ton torr avfallsaska (intervall). Båda anläggningarna antas ha en värmeproduktion på 500 GWh per år. Antaganden och resultat visas i Tabell 7.

Notera att exemplen i Tabell 7 inte skiljer mellan flyg- och bottenaska, vilket förstås är en förenkling. I verkligheten består askan från förbränning i rosterpannor av ca 70% bottenaska och ca 30% flygaska, vilka har olika sammansättning och därmed inbindningspotential.

⁷² (Mäkikouri, Karhu, Korpijärvi, & Lagerbom, 2021)

⁷³ (Tominc & Ducman, 2023)

⁷⁴ (RISE, 2022)

⁷⁵ (Johansson & Lönnebo Stagnell, 2016)

⁷⁶ (Hamner, 2022)

⁷⁷ (Johansson & Lönnebo Stagnell, 2016)

⁷⁸ (Johansson & Lönnebo Stagnell, 2016)

Tabell 7. Inbindning av koldioxid i några exempelanläggningar. Antaganden och resultat visas i tabellen. Samtliga anläggningar antas producera ca 500 GWh värme med en verkningsgrad på 90%. För hushållsavfall används ett exempel som ger låg inbindning ("min") och ett som ger högre inbindning ("max"). Exemplet skiljer inte på flyg- och bottenaska.

	Hushållsavfall ("min")	Hushållsavfall ("max")	GROT	Bark
ANTAGANDEN				
Värmevärde (MWh/ton)	2,2	1,8	2,5	2,2
Verkningsgrad (%)	90%	90%	90%	90%
Utsläpp biogen CO ₂ (ton)	50 000	50 000	200 000	200 000
Utsläpp fossil CO ₂ (ton)	50 000	50 000	0	0
Fukthalt bränsle (%)	40%	50%	50%	50%
Askhalt (% TS)	15%	25%	3%	5%
CO ₂ -inbindning (kg/ton TS aska)	40	100	250	250
Pris på utsläppsrätter (SEK/ton) ⁷⁹	770	770	770	770
RESULTAT				
CO ₂ -inbindning (ton CO ₂)	606	3 858	833	1 578
Ca andel fossil CO ₂ (%)	50%	50%	0%	0%
CO ₂ -inbindning (% av CO ₂ -utsläpp)	0,6%	4%	0,4%	0,8%
Undvikta ETS-kostnader (kSEK)	230	1500	0	0

Med de antaganden som gjorts i Tabell 7 kan alltså ca 0,6-4% av koldioxiden från avfallsförbränning bindas in i askor. Motsvarande siffra för aska från förbränning av biobränsle är 0,4-0,8%. Åtminstone för avfall baseras inbindningspotentialerna delvis på uppgifter från naturligt upptag (ej aktiv inbindning). De kan alltså vara underskattade. Om istället det högre värdet från Tabell 6 användas för avfallsaska, vilket beräknats teoretiskt, skulle inbindningspotentialen kunna öka till ca 4-10%. Om den högsta siffran tillämpas även för biobränsleaska skulle inbindningspotentialen öka till 0,6-1,1%.

Skillnaden mellan inbindningspotential vid biobränsle respektive avfall beror bland annat på askmängd, askans kemiska sammansättning samt på hur mycket koldioxid (biogen och/eller fossil) som typiskt släpps ut från förbränning av biobränslen respektive avfall. Biobränsleaska är generellt renare och mer reaktiv, men uppstår i mindre mängd.

⁷⁹ Ungefärligt snittpris på utsläppsrätter under de första månaderna 2025.

5.1.3 Grov uppskalning för Sverige

Om man tillämpar resultaten från Tabell 7 ovan på statistik över insatt avfall respektive biobränsle till el- och fjärrvärmeproduktion i Sverige erhålls en potential om ca 70 000–220 000 ton CO₂ per år. Ett annat sätt är att utgå från genererad mängd askor och bedömd koldioxidinbindning. Aska från avfallsförbränning med energiåtervinning uppgår varje år till ca 1 miljon ton bottenaska samt ca 0,3 miljoner ton flygaska⁸⁰. Det är svårare att hitta statistik över hur mycket biobränsleaskor som produceras, men uppskattningsvis ca 0,2–0,4 miljoner ton varav ca 70% är bottenaska och 30% flygaska. Med en inbindningspotential på 40–100 kg CO₂/ton avfallsaska och 250 kg CO₂/ton biobränsleaska uppskattas den nationella inbindningspotentialen till cirka 100 000–230 000 ton CO₂ per år. Även i dessa exempel har ingen åtskillnad gjorts för om det är botten- eller flygaska.

En mycket grov sammanlagd uppskattning skulle kunna vara **en nationell potential att binda in ca 100–200 kton koldioxid per år** (varav ca 75–80% utgörs av biogen koldioxid). En känslighetsanalys där de högre inbindningspotentialerna från Tabell 6 används skulle ge en potential om ca 450 kton koldioxid per år (varav 65% biogen koldioxid), men denna siffra är sannolikt inte realiserbar.

5.2 JÄMFÖRELSE MED ANDRA TEKNIKER FÖR KOLDIOXIDINFÅNGNING OCH LAGRING/ANVÄNDNING

Potentialen för att binda in koldioxid i askor har i avsnitt 5.1.3 grovt uppskattats till i storleksordningen 100–200 kton per år. Huvuddelen av potentialen (70–90%) utgörs av biogen koldioxid som skulle kunna bidra med negativa utsläpp. Denna potential är mycket liten i jämförelse med exempelvis potentialen för CCS/CCU vid förbränning av biobränslen eller avfall. Det är snarare i möjligheten att genom karbonatisering öka avsättningen för askor som den stora potentialen finns. Det gäller särskilt om det är möjligt att klassa om askorna till produkt genom att uppfylla end-of-waste-kriterier, vilket beroende på tänkt tillämpning även kan aktualisera andra regelverk såsom Byggproduktförordningen och REACH. Inbindningen av koldioxid kan i bästa fall utgöra en kompletterande åtgärd till annan koldioxidinfångning.

I Tabell 8 visas en jämförelse mellan potentialen för utsläppsminskning genom karbonatisering av askor och avskiljning och lagring av koldioxid (CCS) från förbränning av biobränslen och avfall i fjärrvärme- och avfallssektorn. Ett alternativ till CCS kan vara att avskilja och använda

⁸⁰ (Avfall Sverige, 2023)

koldioxiden (CCU). Klimatnyttan kommer då att bero på permanensen för koldioxiden i CCU-produkten. Ju längre permanens desto större klimatnytta, som då kan närma sig den vid CCS.

Karbonatisering har alltså **låg volympotential men fungerar väl med befintlig infrastruktur** jämfört med CCS, och kan på kort sikt bidra till att öka värdet på askor och driva på efterfrågan på återvunnet material.

Tabell 8. Jämförelse av potentiell CO₂-reduktion i Sverige genom olika koldioxidinfångningstekniker

Teknik	Potentiell CO ₂ -reduktion i Sverige (ca)
Negativa utsläpp genom bio-CCS (från förbränning av biobränslen + biogent avfall)	Ca 10 Mt CO ₂ /år ⁸¹
Utsläppsminskning genom CCS vid avfallsförbränning	Ca 3 Mt CO ₂ /år ⁸²
Karbonatisering av askor	0,1–0,2 Mt CO ₂ /år ⁸³
Varav ca negativa utsläpp (biogen koldioxid)	0,07–0,18 Mt CO ₂ /år
Varav ca utsläppsminskning (fossil koldioxid)	0,01–0,06 Mt CO ₂ /år

5.3 SAMMANFATTNING KLIMATEFFEKTER

Aktiv karbonatisering av förbränningsaskor utgör en möjlighet att skapa utsläppsminskning och negativa utsläpp kopplat till befintlig avfalls- och energiinfrastruktur. Den totala utsläppsminskningspotentialen är emellertid liten i jämförelse med andra tekniker för koldioxidinfångning och lagring/användning. Potentialen för branschen att binda in koldioxid i askor har uppskattats till ca 100–200 kton koldioxid per år, vilket kan jämföras med potentialen för CCS⁸⁴ som är över 10 Mton. Samtidigt möjliggör tekniken substitution av jungfruliga material.

⁸¹ (Westerberg, o.a., 2025)

⁸² (Westerberg, o.a., 2025)

⁸³ Se avsnitt 5.1.3

⁸⁴ Eller annan CCU än inbindning i askor, t.ex. produktion av bränslen.

6 Diskussion, slutsatser och fortsatta kunskapsbehov

Aktiv karbonatisering av energiaskor lyfts i denna rapport fram som en teknik med potential att skapa både klimatnytta och resurseffektivitet. Tekniken innefattar kemisk inbindning av koldioxid i stabil form samt möjliggör nyttjande av slutprodukten i material till bl.a. bygg- och anläggningssektorn. Men för att tekniken ska gå från potential till praktik krävs att flera tekniska, ekonomiska och institutionella utmaningar hanteras.

6.1 SAMMANFATTANDE SLUTSATSER

Följande övergripande slutsatser kan dras utifrån litteraturgenomgång, intervjuer och analys:

- **Tekniken för karbonatisering är välkänd i labbskala men ännu inte etablerad i fullskalig industriell tillämpning.** Effektiviteten beror starkt på askans sammansättning, förbehandling och reaktionsbetingelser.
- **Den tekniska potentialen för koldioxidinbindning är främst begränsad av tillgången på reaktiv aska – inte av tillgången på koldioxid.** Den totala inbindningspotentialen i svenska energiaskor uppskattas till 100 000–200 000 ton CO₂ per år, vilket är lite i relation till fjärrvärmesektorns totala utsläpp (ca 12 miljoner ton biogen och ca 3 miljoner ton fossil koldioxid)⁸⁵. Tekniken bör därför ses som ett **komplement** snarare än ett alternativ till storskalig infångning och lagring, särskilt för mindre anläggningar eller för restflöden där annan infrastruktur saknas.
- **Större potential för avfallsaskor än för biobränsleaskor** eftersom det handlar om större askmängder, potential för undvikna utsläppsrätter finns samt att det i praktiken saknas alternativ avsättning för avfallsaskor.

⁸⁵ Utsläppsstatistik från 2023 (Naturvårdsverket, 2023)

- **Aktivt karboniserade askor kan ersätta jungfruligt material i anläggningsändamål eller uppgraderas till värdefulla produkter såsom utfälld kalciumkarbonat**, vilket bidrar till resurseffektivitet och cirkulär ekonomi. Även om den lakningstekniska profilen generellt inte förbättras avgörande, kan andra aspekter potentiellt öka intresset och betalningsviljan för materialen. Detta skulle kunna handla om förbättrade materialegenskaper, resurseffektivitet och klimatnytta samt eventuell linjering med EU- regelverk.
- **Ekonomiska incitament för aktiv karbonisering saknas i nuläget**, men nya styrmedel – såsom EU ETS-artikel 12(3b) och CRCF – kan på sikt skapa marknadslogik för både fossil och biogen koldioxidinbindning i askor.
- **Värdekedjan är idag fragmenterad**, då det saknas kommersiella aktörer som kan ta ansvar för hela kedjan från askproducent till slutkund. För att tekniken ska kunna skalas upp krävs samspel mellan energiaktörer, materialutnyttjare, myndigheter och standardiseringsorgan.

6.2 VIKTIGA SKILLNADER MELLAN ANLÄGGNINGSTYPER

Analyserna visar att biobränsle- och avfallseldade anläggningar skiljer sig åt både i volymer, askkvalitet och möjliga incitament.

- Avfallsförbränning ger större mängder aska och har större ekonomiskt incitament genom möjlig besparing av utsläppsrätter. Samtidigt innehåller denna typ av aska högre halter farliga ämnen än bioaska, vilket försvårar nyttjande i andra applikationer än som deponitekning. Just det innebär samtidigt en stor strategisk utmaning för energibolagen när antalet deponier att sluttäcka minskar, och behovet av alternativ avsättning snabbt ökar.
- Biobränsleanläggningar producerar mindre mängder men något mer reaktiv aska, vilket ändå möjliggör viss teknisk inbindningspotential. För att få ekonomiska incitament att investera i aktiv karbonisering krävs exempelvis frivilliga marknader för negativa utsläpp, så som CRCF.

6.3 MÖJLIGA SYSTEMLÖSNINGAR OCH TILLÄMPNINGSSCENARIER

Eftersom den tekniska potentialen för koldioxidinbindning via aktiv karbonatisering av aska är begränsad i absoluta tal bör tekniken främst betraktas som ett **komplement** snarare än ett alternativ till CCS och CCU. Särskilt relevant är detta i situationer där det inte är tekniskt eller ekonomiskt möjligt att fånga in all koldioxid, använda hela flödet i CCU-processer eller transportera små restvolymen till avlägsna lagringsplatser.

Två möjliga tillämpningsscenarier exemplifierar hur aktiv karbonatisering skulle kunna integreras i befintlig fjärrvärmeproduktion:

Scenario 1: Komplement till CCU

En kraftvärmeanläggning med infångning installerad kan:

- Sälja huvuddelen av den infångade koldioxiden till en aktör som producerar exempelvis e-metanol (CCU).
- Karbonatisera kvarvarande restflöden av CO₂ i egen bottenaska, vilket undviker höga kostnader för att transportera små volymer till permanent lagring.
- Använda restvärme från elektrolys eller andra processer (t.ex. 50–60 °C) för att driva karbonatiseringsreaktionen energieffektivt.

Scenario 2: Alternativ vid utebliven CCS

En mindre fjärrvärmeanläggning utan CCS-infrastruktur – exempelvis på grund av små och ojämna volymer eller långt till lagringsplats – kan istället:

- Genomföra aktiv karbonatisering direkt med koldioxid i rökgasen.
- Minska utsläppen från en eventuell fossil andelen och därmed reducera behovet av att överlämna utsläppsrätter enligt EU ETS (förutsatt att lagkraven uppfylls).
- Potentiellt sälja klimatkrediter på frivilliga marknader (för den biogena andelen), samtidigt som användbara ballastprodukter skapas lokalt.

I båda fallen kan tekniken bidra till lokala klimatmål, öka graden av cirkularitet i materialflöden och skapa ett användningsområde för aska som annars riskerar deponi.

6.4 KUNSKAPSLUCKOR OCH BEHOV AV FORTSATT FORSKNING

Trots att aktiv inbindning av koldioxid i askor visar teknisk potential, lyfter förstudien följande kunskapsluckor och forskningsbehov för att möjliggöra bredare tillämpning i praktiken:

- **Reaktivitet och processoptimering:** Mer praktisk och experimentell kunskap behövs om hur olika typer av askor reagerar vid aktiv karbonatisering under varierande processbetingelser.
- **Materialegenskaper och miljöeffekter:** Det saknas tillräcklig kunskap om hur askornas egenskaper förändras vid aktiv karbonatisering. Det gäller exempelvis hur lakningsegenskaper påverkas och hur lakning av potentiellt giftiga ämnen kan minimeras. Det handlar även om miljörisker och acceptans där systematiska studier krävs för att utvärdera potentiella miljöeffekter och hur dessa påverkar användningen av karbonatiserad aska. Det behövs också mer kunskap om hur de förändrade egenskaperna påverkar askornas möjligheter att användas i exempelvis byggmaterial.
- **Demonstration och teknikintegrering:** Förbränningsanläggningar behöver tydliga riktlinjer för vad som krävs i praktiken för att kunna implementera tekniken. Demonstrationsprojekt kan vara ett sätt att verifiera teknikens prestanda och anpassning till verkliga förhållanden. Det behövs också en djupare förståelse för hur tekniken kan integreras i befintliga förbränningsanläggningar. Det finns också behov av att bättre förstå teknisk prestanda för användning av aktivt karbonatierad aska i verkliga bygg- och anläggningsprojekt. Detta omfattar bland annat logistik och hantering, kvalitetssäkring och standarder samt acceptans och intresse hos potentiella användare.
- **Marknad och affärsmodeller:** Det finns idag få konkreta exempel på hur en fungerande värdekedja för aktivt karbonatiserade askor skulle kunna se ut. Viktiga frågor inkluderar vem som ansvarar för vad i kedjan från produktion till slutlig användning, hur kostnader och nyttor fördelas samt vilka aktörer som kan vara drivande och vilka incitament som behövs. Intervjuer med tänkbara aktörer från olika delar av värdekedjan kan ge värdefulla insikter.

- **Resursaspekter kring vad som kan ersättas och till vilken nytta:** Det behövs mer kunskap kring vilka resurser/material som aktivt karbonatiserade askor kan ersätta, samt vilken potential detta har ur klimat-, miljö- och resurseffektivitetsperspektiv. Analysen bör både omfatta direkt karbonatiserade askor, där användningsområden kanske främst är som ballastmaterial och liknande samt indirekt karbonatiserade askor som kan förädlas till produkter med högre värde. Det är också relevant att studera internationella exempel på tillämpningar och marknader för karbonatiserade askor.
- **Policy och regelverk:** Det finns ett stort behov av klargöranden kring hur relevanta EU-regelverk (t.ex. EU ETS, CRCF, avfalls- och produktlagstiftning) ska tillämpas på karbonatiserade askor. Viktiga frågor inkluderar vad som räknas som permanent lagring, när material klassas som produkt eller avfall samt om och när inbindning kan räknas som CCS respektive CCU. I praktiken krävs att flera olika regelverk hanteras parallellt, vilket skapar osäkerhet för både producenter och användare. Även här finns behov av en samlad bild av vilka regelverk som måste beaktas, hur och när i värdekedjan.
- **Internationell utblick som underlag för nationella riktlinjer:** Danmark har visat hur tydliga riktlinjer för användning av restmaterial kan främja en fungerande marknad. Ett svenskt initiativ där myndigheter som Naturvårdsverket, Boverket, Trafikverket och Kemikalieinspektionen samverkar med branschaktörer skulle kunna påskynda marknadsintroduktion, minska osäkerheten för såväl producenter som användare av karbonatiserade askor samt ge tydliga kravspecifikationer kring miljö och kvalitet.

7 Referenser

- Afatek. (2024). *EPD VERIFIERAD MILJÖVARUDEKLARATION ENLIGT ISO 14025 OCH EN 15804*. Köpenhamn: EPD Danmark.
- Andersson, G., & Glöde, D. (1998). *Beskrivning av askproduktion vid biobränsleeldade värmeverk och återföring av askan till skogen*. Skogforsk.
- Avfall Sverige. (2023). Svensk avfallshantering 2023.
- Carbfix. (maj 2025). Carbfix Secures Europe's First Storage Permit for Onshore Geological Storage of CO₂. Hämtat från <https://www.carbfix.com/newsmedia/carbfix-secures-europes-first-storage-permit-for-o>
- Energiforsk. (den 24 06 2025). *Askprogrammet*. Hämtat från energiforsk.se: <https://energiforsk.se/program/askprogrammet/om-programmet/>
- EU. (2003). EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS DIREKTIV 2003/87/EG av den 13 oktober 2003 om ett system för handel med utsläppsrätter för växthusgaser inom gemenskapen. *Europeiska unionens officiella tidning*.
- EU. (2006). Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1907/2006 av den 18 december 2006 om registrering, utvärdering, godkännande och begränsning av kemikalier (Reach). *Europeiska unionens officiella tidning*.
- EU. (2008). EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS DIREKTIV 2008/98/EG av den 19 november 2008 om avfall och om upphävande av vissa direktiv. *Europeiska unionens officiella tidning*.
- EU. (2011). EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS FÖRORDNING (EU) nr 305/2011 av den 9 mars 2011 om fastställande av harmoniserade villkor för saluföring av byggprodukter och om upphävande av rådets direktiv 89/106/EG. *Europeiska unionens officiella tidning*.
- EU. (2024). EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS FÖRORDNING (EU) 2024/3012 av den 27 november 2024 om inrättande av en unionsram för certifiering av permanenta kolupptag, kolinlagrande markanvändning och kollagring i produkter. *Europeiska unionens officiella tidning*.
- EU. (2024). KOMMISSIONENS DELEGERADE FÖRORDNING (EU) 2024/2620 av den 30 juli 2024 om komplettering av Europaparlamentets och rådets direktiv 2003/87/EG vad gäller kraven för att anse att växthusgaser har blivit permanent kemiskt bundna i en produkt. *Europeiska unionens officiella tidning*.

- EU. (2024). Kommissionens delegerade förordning 2024/2620 av den 30 juli 2024 om komplettering av EU-direktiv 2003/87/EG vad gäller kraven för att anse att växthusgaser har blivit permanent kemiskt bundna i en produkt. *Europeiska unionens officiella tidning*.
- EU. (2024). KOMMISSIONENS GENOMFÖRANDEFÖRORDNING (EU) 2024/2493 av den 23 september 2024 om ändring av genomförandeförordning (EU) 2018/2066 vad gäller uppdatering av övervakningen och rapporteringen av växthusgasutsläpp i enlighet med Europaparlamentets och rådets d. *Europeiska unionens tidning*.
- Flinto, J. (2025). *Towards Cement Minimization and Circular Economy*. Chalmers Tekniska Högskola.
- Hamner, J. (2022). *Carbonation- A Carbon Capture and Storage method*. Linköping: Linköping Universitet.
- Jacobsson, L. (2023). Kommersiella metoder för behandling av flygaska. *Avfall Sveriges Utvecklingssatsning Rapport 2023:18*.
- Jiang, L., Cheng, L., Zhang, Y., Liu, G., & Sun, J. (2023). A Review on CO₂ Sequestration via Mineralization of Coal Fly Ash. *Energies*, 16(6241). doi:<https://doi.org/10.3390/en16176241>
- Johansson, J., & Lönnebo Stagnell, K. (2016). *Slagg - en koldioxidsänka? En studie av karbonatisering i slagg från förbränning av hushålls- och industriavfall*. Lund: Lunds Tekniska Högskola.
- Karlfeldt Fedje, K., Mattsson, J., & Strömvall, A. (2010). Characterisation of bottom ash from combustion of municipal solid waste, wood chips and peat and potential use as a construction material. *Waste Management*, 30(7), 1322–1329.
- Kim, H.-J., & Lee, H.-K. (2017). *Mineral Sequestration of Carbon Dioxide in Circulating Fluidized Bed Combustion Boiler Bottom Ash*. Minerals.
- Lin, W., Soon Heng, K., Sun, X., & Wang, J.-Y. (2015). *Influence of moisture content and temperature on degree of carbonation and the effect on Cu and Cr leaching from incineration bottom ash*. Singapore: Elsevier: Waste Management .
- Löfblad, E., Gode, J., Kjärstad, J., Grubbström, C., Holm, J., Romson, Å., & Steen, L. (2022). *Samverkan kring infrastruktur för transport och lagring av koldioxid*. Stockholm: Energiforsk. Hämtat från <https://energiforsk.se/media/30914/samverkan-kring-infrastruktur-for-transport-och-lagring-av-koldioxid-energiforskrapport-2022-838.pdf>
- Mäkikouri, S., Karhu, M., Korpijärvi, K., & Lagerbom, J. (den 17 maj 2021). Effects of accelerated carbonation on carbon dioxide uptake and compressive strength of biomass ash artificial aggregates. International Conference on Accelerated Carbonation for Environmental and Material Engineering, ACEME 2021.

- Naturvårdsverket. (2010). *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten - Handbok 2010:1*.
- Naturvårdsverket. (2023). Utsläpp i siffror.
- Naturvårdsverket. (den 5 januari 2024). *Bedömning av när avfall upphör att vara avfall*. Hämtat från <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/avfall/bedomning-av-nar-avfall-upphor-att-vara-avfall/>
- RISE. (2022). *Processutveckling av karbonatiseringbaserad CCS med alkaliskrika material*. Energimyndigheten.
- RISE. (den 05 02 2025). *Karbonatisering – koldioxidlagring som skapar värde*. Hämtat från ri.se: <https://www.ri.se/sv/karbonatisering-koldioxidlagring-som-skapar-varde>
- Sanna, A., Uibu, M., Caramanna, G., Kuusik, R., & Maroto-Valer, M. (2014). *A review of mineral carbonation technologies to sequester CO₂*. Chem Soc Rev.
- Skogsstyrelsen. (2019). Regler och rekommendation för skogsbränsleuttag och kompensationsåtgärder. *Vägledning. Rapport 2019/4*.
- Sun, X., Xu, B., & Yi, Y. (2024). *Effects of accelerated carbonation on fine incineration bottom ash: CO₂ uptake, strength improvement, densification, and heavy metal immobilization*. Elsevier: Journal of Cleaner Production.
- Svenska Geotekniska Föreningen. (2008). *Användning av restprodukter inom EU; Rapport 1:2008*.
- Tominc, S., & Ducman, V. (2023). Methodology for Evaluating the CO₂ Sequestration Capacity of Waste Ashes. *Materials*, 16 (5284). Hämtat från <https://doi.org/10.3390/ma16155284>
- Walker, I., Bell, R., & Rippey, K. (2024). *Mineralization of alkaline waste for CCUS*. Materials Sustainability.
- Westerberg, J., Sköldbäck, H., Renström, J., Sahlin, J., C, H. J., Möllersten, K., . . . Montin, S. (2025). *CCS i fjärrvärmesektorn - Möjligheter och utmaningar för utsläppsminskning och negativa utsläpp genom CCS. Energiforsk rapport 2025:XX (kommande)*.

AKTIV INBINDNING AV KOLDIOXID I ENERGIASKOR GENOM CCU

Den här förstudien belyser möjligheter och utmaningar kopplade till aktiv karbonatisering av energiaskor – en process där koldioxid binds kemiskt i askans mineraler och bildar stabila karbonater. Tekniken kan bidra till minskade utsläpp, samtidigt som den ger askan nya materialegenskaper och potentiella användningsområden inom främst bygg- och anläggningssektorn.

Förstudien visar att aktiv karbonatisering av energiaskor kan skapa flera nyttor – resursmässigt, klimatmässigt och ekonomiskt – men det krävs vidare teknisk och framförallt marknadsmässig utveckling.

Ett nytt steg i energiforskningen

Forskningsföretaget Energiforsk initierar, samordnar och bedriver forskning och analys inom energiområdet samt sprider kunskap för att bidra till ett robust och hållbart energisystem. Energiforsk är ett politiskt neutralt och icke vinstutdelande aktiebolag som ägs av branschorganisationerna Energiföretagen Sverige och Energigas Sverige, det statliga affärsverket Svenska kraftnät, samt gas- och energiföretaget Nordion Energi. Läs mer på energiforsk.se.

