



STIFTUNG ZENTRUM FÜR NACHHALTIGE
ABFALL- UND RESSOURCENNUTZUNG



ZAR CO₂ Kompetenzzentrum

Abschlussbericht 2025

Erarbeitung

D. Marxer, S. Ringmann, C. Schriber, W. Furgler

Erstellungsdatum

07.04.2026

Inhaltsverzeichnis

1.	Abkürzungen	1
2.	Einleitung	2
3.	Zusammenfassung Aktivitäten und Erkenntnisse Arbeitspakete	3
4.	Abscheideverfahren	9
4.1.	Absorptionsverfahren	10
4.2.	Adsorptionsverfahren	25
4.3.	Membranverfahren	28
4.4.	Oxyfuel-Verfahren	31
5.	Umweltrelevante Aspekte	33
5.1.	Emissionen mit Aminwäsche zur CO ₂ -Abscheidung	34
5.2.	Dispersionsmodellierung	41
5.3.	Immissionen in Umweltkompartimente und deren Messung	47
5.4.	Lufthygienische Bewilligung	50
5.5.	Emissionen andere Abscheideverfahren	55
6.	Bestehende Abgasreinigung KVA und CO ₂ -Abscheidung	57
7.	Energetische Integration	61
8.	Vorprojekt CCS Linth	66
8.1.	Prozesskette	66
8.2.	Allgemeine Betrachtungen	67
8.3.	Energetische Betrachtung	67
8.4.	Layout	68
8.5.	Investitionskosten (CapEx)	71
8.6.	Betriebskosten (OpEx)	72
8.7.	Gestehungskosten	73
9.	Internationale Logistik	75
9.1.	CO ₂ Logistik beim Projekt CCS Linth	77
10.	Speicherung	80
10.1.	CCS - Geologische CO ₂ -Speicherung	80

10.2.	CCUS - CO ₂ -Speicherung in Produkten	86
10.3.	Geologische Speicherdienstleistungen in Europa	87
11.	Verwendung	93
11.1.	Direkte Verwendung im bestehenden CO ₂ -Markt	93
11.2.	Umwandlung in Produkte via Power-to-X	93
12.	Risikoanalyse	95
13.	Lebenszyklusanalyse des Projekts CCS Linth	97
13.1.	Verwendete Grundlagen	97
13.2.	Resultate der Lebenszyklusanalyse	99
13.3.	Zu erwartende Entwicklung der Projektmissionen	103
13.4.	Schlussfolgerung	104
14.	Rechtliches und Bewilligungen	106
14.1.	Rechtliche Rahmenbedingung zur CO ₂ -Logistik und -Speicherung	106
14.2.	Rechtliche Rahmenbedingungen für CO ₂ -Zertifikate	109
15.	Finanzierung	111
16.	Relevante Erkenntnisse für konkrete Projekte bei KVA	113
17.	Schlusswort	115
18.	Anhänge	117
18.1.	Anhang A: Emissionsmessungen Abluft KVA Linth	117
18.2.	Anhang B: Immissionsmessungen Umgebungsluft KVA Linth	121
18.3.	Anhang C: Lebenszyklusanalyse CCS Linth	123
19.	Literaturverzeichnis	128

1. Abkürzungen

AMP	2-Amino-2-methylpropanol
AWP	Absorptionswärmepumpe
BAFU	Bundesamt für Umwelt
BDU	Brownian Demister Unit (auch Brownian Diffusion Filter) – Filter zur Abscheidung von kleinen Aerosolen/Partikeln aus dem Abgas.
CCS	Carbon Capture and Storage – CO ₂ Abscheidung und langfristige Speicherung
CCU	Carbon Capture and Utilization – CO ₂ Abscheidung und Nutzung. Falls Nutzung für ein Produkt / Material, wo es für einen klimarelevanten Zeitraum gebunden bleibt, dann auch CCUS genannt.
COP	Coefficient of Performance / Leistungszahl einer Wärmepumpe
ELPI	electrical low-pressure impactor – elektrostatischer Niederdruck-Impaktor
FEED	Front-End Engineering Design Studie (Phase in der industriellen Projektplanung)
FTIR	Fourier-Transform-Infrarotspektrometer
HPC	Hot Potassium Carbonate
KIG	Klima- und Innovationsgesetz
KVA	Kehrichtverwertungsanlage
KWP	Kompressionswärmepumpe
LOI	Letter of Intent (Absichtserklärung)
LRV	Luftreinhalte-Verordnung
MEA	Monoethanolamin
Nagra	Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle
NET	Negativemissionstechnologien
PCC	Post-Combustion Carbon Dioxide Capture - CO ₂ -Abscheidung nach dem Verbrennungsprozess
PZ	Piperazin
TCM	Technology Centre Mongstad
TONO	Total N-Nitrosamin (Summenparameter für die Summe der Nitrosamine)
TRL	Technology Readiness Level / Technologie-Reifegrad
USG	Umweltschutzgesetz
VBSA	Verband der Betreiber Schweizerischer Abfallverwertungsanlagen
ZAR	Zentrum für nachhaltige Abfall- und Ressourcennutzung

2. Einleitung

Der flächendeckende Einsatz von Carbon Capture and Storage (CCS) und Carbon Capture and Use (CCU) in der thermischen Abfallverwertung ist Teil der langfristigen Klimastrategie und spielt eine wichtige Rolle für die Erreichung des Netto-Null-Ziels in der Schweiz, welches mit der Volksabstimmung am 18. Juni 2023 im Klima- und Innovationsgesetz (KIG) verankert wurde. In einer Branchenvereinbarung mit dem Eidgenössischen Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK) hat sich der Verband der Betreiber Schweizerischer Abfallverwertungsanlagen (VBSA) im Jahr 2022 verpflichtet, eine erste grossmasstäbliche Anlage bis 2030 in Betrieb zu nehmen.¹

Da zur grosstechnischen Umsetzung dieser neuen Technologien zahlreiche offene technische, regulatorische und finanzielle Fragestellungen bestehen, wurde im Frühjahr 2022 das CO₂ Kompetenzzentrum in der KVA Linth als Teil der Stiftung «Zentrum für nachhaltige Abfall- und Ressourcennutzung» (ZAR) gegründet. Die Kernaufgabe betrifft die Erarbeitung von Grundlagen zur Umsetzung der Abscheidung von CO₂ an Schweizer KVA sowie zu dessen Transport und Nutzung oder Speicherung. Vorrangiges Ziel ist dabei, dieses Wissen der ganzen Abfallverwertungsbranche sowie ähnlich gelagerten Branchen landesweit zur Verfügung zu stellen und damit die Umsetzung dieser Technologie in der Schweiz zu unterstützen und voranzutreiben. Die zu bearbeitenden Themen wurden mit den Arbeitspaketen gemäss Tabelle 1 definiert und vertraglich vereinbart.

Tabelle 1: Arbeitspakete, die im CO₂ Kompetenzzentrum während dem Zeitraum 2022-2025 bearbeitet wurden.

1	Aufbau Kompetenzzentrum
2.1	Risikoanalysen
2.2	Umweltmonitoring
2.3	Verfahrensmonitoring
3	Optimierung AGR
4.1	Wärmeintegration
4.2	Verwendung
4.3	Lagerung
5	Vorprojekt
6	int. Logistik
7	Rechtliches / Bewilligungen
8	Finanzierung
9	Kommunikation

Der Aufbau des Kompetenzzentrums war dank der finanziellen Unterstützung mehrerer Parteien möglich, namentlich mit Beiträgen des Bundesamts für Umwelt (BAFU), des Branchenverbands VBSA, der Stiftung für ein starkes Glarnerland der Glarner Kantonalbank, der KVA Linth sowie des Zweckverbands Kehrichtverwertung Züricher Oberland (KEZO). Eine Begleitgruppe mit Vertreterinnen und Vertretern aus dem Bundesamt für Umwelt, dem Bundesamt für Energie, der ETH Zürich, dem VBSA, der Stiftung ZAR sowie KVA-Betreibern wurde einberufen und periodische Sitzungen zur Vorstellung und Diskussion der Resultate organisiert.

Die Arbeitspakete gemäss Tabelle 1 wurden wie geplant per Ende 2025 abgeschlossen. Im vorliegenden Bericht sind die wichtigsten Tätigkeiten und Erkenntnisse daraus zusammengefasst. Eine Übersicht der Aktivitäten mit einer Zusammenfassung der Erkenntnisse ist im folgenden Kapitel 3 gegeben.

3. Zusammenfassung Aktivitäten und Erkenntnisse Arbeitspakete

Die folgende Tabelle fasst die wichtigsten Tätigkeiten und Erkenntnisse in den einzelnen Arbeitspaketen nach Themen geordnet kurz zusammen.

2.3 Verfahrensmonitoring	Aktivitäten	Erkenntnisse
	<ul style="list-style-type: none"> • Literaturrecherche, Besuche Konferenzen • Gespräche und Studien mit Technologielieferanten verschiedener Verfahren • Besuche von Pilot- und Industrieanlagen unterschiedlicher Verfahren • Planung Pilotanlage HPC in der KVA Hinwil (KEZO) • Vertiefte Analyse Aminwäsche und HPC im Rahmen des Vorprojekts KVA Linth - Zusammenarbeit mit mehreren Lieferanten je Verfahren • Bewertung und Gegenüberstellung Aminwäsche und HPC-Verfahren für den Standort KVA Linth 	<ul style="list-style-type: none"> • Die Aminwäsche und das HPC – Verfahren sind die am weitesten entwickelten CO₂-Abscheideverfahren für KVA. Mit ihnen können bereits Grossanlagen geplant werden. Membran- und Adsorptionsverfahren könnten zeitnah interessant werden, es fehlt jedoch noch an Erfahrung mit KVA-Abgasen. • HPC hat höhere Investitionskosten und einen höheren Platzbedarf als die Aminwäsche. Ein Vorteil von HPC liegt in der unkritischen Waschlösung, in der sich (bei Betrieb ohne Additive) keine krebserregenden / giftigen Substanzen bilden. Pilotierungen von HPC sind vor Inbetriebnahme einer Grossanlage sinnvoll aufgrund limitierter Erfahrung mit Abgasen. HPC ist aufgrund des Abgasverdichters weniger flexibel im Teillastbetrieb. • Die Aminwäsche ist anlagentechnisch einfacher als HPC und etablierter. Aufwändiger ist das Verfahren in den Bereichen Abgas-Nachreinigung, Handling und Management der Waschlösung, Rückstandsentsorgung, Monitoring und Bewilligung. Vorhersagen der Emissionen und des Lösungsmittelverbrauchs ohne Langzeit-Pilotversuche inkl. Reclaiming sind Stand heute schwierig. Eine Pilotierung der Aminwäsche am konkreten Abgasstrom mit dem konkreten Lösungsmittel ist daher empfohlen, jedoch nicht möglich, wenn die KVA gleichzeitig mit der CC-Installation erneuert werden soll. • Es gibt bei der Aminwäsche grosse Unterschiede bei den eingesetzten Aminen bzgl. Energiebedarf, Lösungsmittelverbrauch sowie Art und Menge von Emissionen. Einsatz von sekundären Aminen kann zu hohen Nitrosamin-Konzentrationen in der Waschlösung führen. Dies erschwert das Handling und die Emissionen müssen noch besser begrenzt werden, als wenn nur primäre Amine eingesetzt werden. • Aufgrund eines umfassenden Vergleichs würde die KVA Linth Stand heute das HPC-Verfahren umsetzen. Ausschlaggebend dafür sind die Umwelt-, (Arbeits-)Sicherheits- und Bewilligungsthemen. Diese Präferenz ist standortspezifisch und vorläufig; sie kann jederzeit neu evaluiert werden. • Adsorptions- und Membranverfahren werden rasch weiterentwickelt und könnten in einigen der zu bewertenden Aspekten Vorteile gegenüber den Absorptionsverfahren bieten. Die Demonstration der Stabilität der eingesetzten Materialien gegenüber KVA-Abgas über einen relevanten Betriebszeitraum ist noch ausstehend. Wird die Stabilität und Performance im Rahmen eines Pilotprojekts bei KVA zeitnah bestätigt, könnten die Technologien bereits in wenigen Jahren bei KVA einsetzbar sein.

	Aktivitäten	Erkenntnisse
2.2 Umweltmonitoring	<p>Emissionen</p> <ul style="list-style-type: none"> • Schulung im Technology Centre Mongstad zur Emissions-Messtechnik für Amine und deren Reaktionsprodukte • Teilnahme Projekt ACCEPT – Aminwäsche-Pilotanlage an KVA in Kopenhagen (ARC). Emissionsmessungen während des Betriebs mit verschiedenen Aminen und mit verschiedenen Messverfahren. • Versuche zur Einbindung eines online-Massenspektrometers in die Abgasanalytik (Tofwerk). • Messversuche Abluftstrom Flugaschenwäsche und Wasser mit Schweizer Partnern <p>Immissionen</p> <ul style="list-style-type: none"> • Immissions-Testmessungen Luft in Raum- und Aussenluft bei KVA Linth. • Immissions-Testmessungen in Wasserfassungen / Gewässer bei KVA Linth und KVA Horgen mit EPFL. 	<p>Emissionen</p> <ul style="list-style-type: none"> • Analytik zur Emissionsüberwachung bei der Aminwäsche ist aufwändig. Messungen von Aminen und deren Abbauprodukten können online mittels Infrarot-Spektroskopie und Massenspektrometrie sowie mit punktuellen Messungen über Waschflaschen (Impinger) mit externer Analyse durchgeführt werden. • Während mit der IR-Spektroskopie Bestimmungsgrenzen im mg/m³-Bereich erreicht werden, erlauben die Massenspektrometrie und Absorptionsverfahren Bestimmungsgrenzen in der Grössenordnung von ng/m³. • Messungen an der Pilotanlage in Kopenhagen zeigten durchwegs hohe Emissionen von Aminen (MEA: rund 35 mg/Nm³) und Reaktionsprodukten², für die keine eindeutige Erklärung gefunden wurde. Vermutlich führten zu hohe Werte von Anzahl Partikeln / Aerosolen / SO₃ Konzentration im KVA-Abgas zu aerosolbasiertem Austrag der Waschflüssigkeit. • Grosse Unterschiede bestehen zwischen verschiedenen Aminen: Piperazin verursachte weniger NH₃-Emissionen, jedoch deutlich höhere Nitrosamin-Emissionen als MEA. Aerosolbasierte Emissionen konnten mit Waschstufen (neutral + sauer) sowie eingesetztem Tropfenabscheider nicht effektiv vermindert werden. • Die Möglichkeiten der online-Analytik im heissen (150°C) Abgasstrom mit einem Flugzeit-Massenspektrometer konnten durch einen schweizerischen Hersteller (Tofwerk) aufgezeigt werden. Die gewonnenen Erfahrungen werden in zukünftige analytische Fragestellungen einfließen. • Messungen von Nitrosaminen konnten mittels Kondensatfalle, Waschflaschen und nachfolgender externer Analytik der wässrigen Proben modellhaft mit Schweizer Anbietern in feuchter Prozess-Abluft durchgeführt werden. Der verwendete Aufbau könnte direkt auf die Untersuchung des Abgases einer CC-Anlage übertragen werden. • Die Bestimmungsgrenzen für Nitrosamine reichen beim ausgewählten akkreditierten Auftragslabor noch nicht für ein Umweltmonitoring aus, was den mangelnden Erfahrungsschatz in der Schweiz für den Themenkreis widerspiegelt. Tiefere Bestimmungsgrenzen in wässrigen Proben werden jedoch an Universitäten, z.B. der EPFL erreicht. <p>Immissionen</p> <ul style="list-style-type: none"> • Luft: die bei den Versuchen erreichte (theoretische) Detektionsgrenze lag bei 0.24 ng/m³ für Einzelverbindungen. Nitrosamine können bei verschiedenen Prozessen innerhalb der KVA in sehr kleinen Mengen entstehen und sind in der Raumluft nachweisbar. Literatur: die einzige publizierte Immissionsmessungen in Luft auf dem Gelände einer laufenden Aminwäsche am Technology Centre Mongstad (TCM, Norwegen) ergab im Mittelwert eine Konzentration des Nitrosamins NDMA von 5.8 ng/Nm³.³ • Wasser: Bei den punktuell untersuchten Wasserfassungen und Oberflächengewässern wurden keine Nitrosamine nachgewiesen. Die Detektionsgrenze für Einzelverbindungen lag bei ca. 1 ng/L. • Boden: nach Gesprächen mit Experten hat sich gezeigt, dass Nitrosamin-Messungen im Boden aufgrund der komplexen Matrix im erwarteten Konzentrationsbereich Stand heute nicht möglich sind.

	Aktivitäten	Erkenntnisse
2.2 Umweltmonitoring	<p>Ausbreitungsmodellierung</p> <ul style="list-style-type: none"> • Evaluation geeigneter Modelle für die Schweiz • Entwicklung Ausbreitungsmodell, das für CH-Topografie geeignet ist, mit der Technischen Universität Graz. • Modellreview durch Experten der Universität Oslo in Norwegen, Überarbeitung des Modells • Durchführung der Modellierung für KVA Horgen und KVA Linth <p>Bewilligung</p> <ul style="list-style-type: none"> • Begleitung des Bewilligungsprozesses der KVA Horgen. • Austausch mit BehördenvertreterInnen der Kantone GL und ZH sowie BAFU-Luftreinhaltung. Workshop mit Prof. Armin Wisthaler von der Uni Oslo. 	<p>Ausbreitungsmodellierung</p> <ul style="list-style-type: none"> • Ausbreitungsmodellierung ist äusserst komplex und nur mit starken Vereinfachungen der atmosphärischen Prozesse möglich. Aufgrund der teils extrem tiefen Konzentrationen einzelner Verbindungen und mangelnder direkter Messbarkeit in Umgebungsluft fehlen validierte Modelle. Die bisherigen Ergebnisse sind als Abschätzungen zu betrachten, sind standortspezifisch und hängen stark von den Annahmen ab. • Das erarbeitete Modell steht zur Verfügung und kann ab sofort durch weitere Emittenten eingesetzt werden. <p>Bewilligung</p> <ul style="list-style-type: none"> • Das BAFU hat risikobasiert einen Zielwert für die Summe aller Nitramine und Nitrosamine in Umgebungsluft von 0.03 ng/m³ im Jahresmittel berechnet, basierend auf einem zulässigen zusätzlichen Krebsrisiko von einem Krebsfall pro 1 Mio. Einwohner. Der Wert ist aufgrund des tieferen zulässigen Krebsrisikos strenger als in anderen Ländern. Er lässt sich messtechnisch in Umgebungsluft mit verfügbarer Technik nicht nachweisen. • Die Modellierungen für die KVA Horgen und die KVA Linth deuten darauf hin, dass der Zielwert rechnerisch unter den getroffenen Annahmen bei diesen Anlagen einhaltbar sein kann, wenn die Emissionen auf tiefem Niveau gehalten werden können (Amine 1 mg/Nm³, Nitrosamine/Nitramine 1 µg/Nm³). • Der Umgang mit Depositionsraten und den daraus resultierenden möglichen Schadstoffkonzentrationen in Böden / Gewässern ist noch nicht definiert. In anderen Ländern erweisen sich aktuell die erwarteten Schadstoffkonzentrationen in Gewässern kritischer als in Umgebungsluft.
3 Optimierung AGR	<ul style="list-style-type: none"> • Literaturrecherche, Gespräche mit Experten, Besuch GHGT-17 Konferenz Calgary. • Implementierung Bilanzmethode zur Bestimmung des biogenen und fossilen Anteils KVA Linth (laufend) 	<ul style="list-style-type: none"> • Feine Partikel / Aerosole sowie SO₃ im Abgas werden mit standardmässigen Messungen bei KVA nicht erfasst. Falls sie in hoher Menge vorhanden sind, können sie zu hohen aerosolbasierten Emissionen nach einer Aminwäsche führen. • Nass-Elektrofilter in der KVA-Abgasreinigung begünstigen die Bildung von feinen Aerosolen und sollten vermieden werden. • KVA-Neuanlagen sollten auf möglichst hohe CO₂-Konzentration im Abgasstrom ausgelegt werden, um die Abscheidung effizienter zu machen (Verbrennungsluft-Rezirkulation). • Alle Abscheideverfahren benötigen gekühltes Abgas bei ca. 40°C. Bei der Planung einer neuen KVA ist es allenfalls sinnvoll, eine Abgaskondensation schon zu berücksichtigen bzw. mindesten den späteren Einbau vorzusehen. • Zukünftige vergleichende Aerosolmessungen an mehreren KVA mit unterschiedlicher Abgasreinigung (trocken, nass, mit Abgaskondensation) könnten ggf. Hinweise auf besonders geeignete Verfahrenskonzepte für CC ergeben.

	Aktivitäten	Erkenntnisse
4.1 Wärmeintegration	<ul style="list-style-type: none"> Fallstudie KVA Linth als Teil des Projekts 'Process Integrated Carbon Capture – PICC' der Hochschule Luzern. Vorprojekt KVA Linth: Fallstudie mit konkreter Integration der zwei Verfahren Aminwäsche und HPC und unterschiedlichen Konfigurationen. 	<ul style="list-style-type: none"> CO₂-Abscheideprozesse müssen in KVA und deren Fernwärmenetz integriert werden, um Synergien zu nutzen. Beim Beispiel der KVA Linth ist genügend eigene Energie aus der KVA verfügbar; die CO₂-Abscheidung kann ganzjährig auf Volllast betrieben werden, während gleichzeitig die geplante Fernwärmemenge eingespeist werden kann. Aminwäsche mit MEA und HPC-Verfahren ohne Zusätze in der Waschlösung schneiden im Fall der KVA Linth bzgl. Gesamtenergiebilanz sehr ähnlich ab. Der Stromverkauf der KVA wird um 70-80% sinken. Einbindung der beiden Verfahren unterschiedlich (Fall KVA Linth): Aminwäsche benötigt Kompressionswärmepumpen wegen limitierter Dampfverfügbarkeit; HPC benötigt Absorptionswärmepumpen wegen limitierter Stromverfügbarkeit.
4.2 Verwendung	<ul style="list-style-type: none"> Teilnahme Round Table Anlässe Projekt ReFuel.ch Marktbetrachtung, Literatur, Gespräche Gasbranche 	<ul style="list-style-type: none"> Kleine CO₂-Mengen können evtl. im bestehenden Markt abgesetzt werden. Einsetzbarkeit für Lebensmittelindustrie fraglich, da hoher Monitoringaufwand für CO₂ Qualität, weil der Ausgangsstoff (=Abfall) nicht klar definiert und schwankend ist. Das Marktvolumen ist klein. Verwendung von CO₂ für synthetische Treibstoffe oder Chemikalien grundsätzlich möglich, jedoch keine grossmassstäblichen Projekte in der Schweiz bekannt. Sehr hoher Elektrizitätsbedarf (rund 8 MWh_{el}/tCO₂) Es kann nur ein kleiner Teil des CO₂ einer Nutzung in der Schweiz zugeführt werden. Meist besteht nur Interesse an biogenem CO₂.
4.3 Lagerung, 6. Logistik	<ul style="list-style-type: none"> Fortführung Gespräche / Einholen von Richtpreisangeboten bei: <ul style="list-style-type: none"> Logistikunternehmen CO₂-Hubs CO₂-Speicherstätten Anbietern der gesamten Prozesskette als Dienstleistung Lebenszyklusanalyse mit Daten aus dem Vorprojekt durchgeführt (ETH Zürich, Prof. Bardow) 	<ul style="list-style-type: none"> Der Markt der geologischen Speicherung ist schwer vorherzusagen. CCUS-Verfahren in der Schweiz (z.B. Speicherung in Abbruchbeton) sind für kleinere CO₂-Mengen (z.B. Biogasanlagen) sinnvoll. Speicherkapazität von CCUS-Verfahren für grosse CO₂-Mengen jedoch bei Weitem nicht ausreichend. Der Transport, der Umschlag (CO₂-Hub) und die langfristige Speicherung im Ausland von Mengen im Bereich 100'000 tCO₂/a scheinen für die Jahre 2030 und nachfolgend realistisch. In der Schweiz laufen Abklärungen zur möglichen Speicherung erst an. Zieldestination hat einen signifikanten Einfluss auf die Kosten und auf die Projektemissionen: <ul style="list-style-type: none"> Abhängig vom Speicherort liegen die Projektemissionen bei 8.5-13.7% des gespeicherten CO₂. Aus Klimasicht ist das Projekt daher für alle Speicheroptionen äusserst sinnvoll. Die für den Transport benötigte Energie verursacht den Hauptanteil der Treibhausgas-Emissionen mit 4-9% des gespeicherten CO₂. Lange Transportstrecken und Transitländer mit CO₂-intensivem Strommix (z.B. DE) erhöhen die Transportemissionen signifikant. Mit einer zukünftigen Dekarbonisierung des Strommix dieser Länder werden sich die Transportemissionen reduzieren. Ein zukünftiger Wechsel von Bahntransport auf Pipelinetransport wird den Klimanutzen weiter erhöhen.

	Aktivitäten	Erkenntnisse
5 Vorprojekt	<ul style="list-style-type: none"> • Durchführung Vorprojekt KVA Linth Abscheidung bis Bahnverlad nach SIA 31 • Zwei CO₂-Abscheidungsverfahren untersucht (Aminwäsche und HPC), pro Verfahren jeweils mit mehreren Technologielieferanten. 	<ul style="list-style-type: none"> • Beide Abscheidungsverfahren lassen sich in die KVA Linth integrieren bzgl. Technik, Platz/Layout, Energieverfügbarkeit. • Investitionskosten Abscheidung bis Bahnverlad: Aminwäsche ca. 160 Mio. CHF, HPC-Verfahren ca. 175 Mio. CHF. • Gestehungskosten (CAPEX und OPEX) rund 340-390 CHF/tCO₂; grössere Unsicherheiten verbleiben bei Transport und Speicherung. HPC rund 10-15 CHF/tCO₂ teurer als Aminwäsche. • Nächster Schritt sind FEED-Studien für die Verfahrenstechnik bzw. ein Bauprojekt nach SIA. Die Dauer bis Inbetriebnahme - ab dem Zeitpunkt, ab dem die weitere Finanzierung zur Verfügung steht, beträgt rund 6 Jahre.
2.1 Risikoanalyse	<ul style="list-style-type: none"> • Durchführung Risikoanalyse gemeinsam mit der Firma Neosys. Fokus auf übergeordneten Risiken, welche das Gesamtprojekt gefährden oder signifikant verzögern können. 	<ul style="list-style-type: none"> • Die grössten Risiken wurden im Bereich der Projektfinanzierung (rechtzeitige Implementierung eines breit abgestützten Finanzierungsmechanismus und finanzielle Durchhaltefähigkeit bei Problemen) sowie im Bereich der Bewilligung / Akzeptanz für eine Aminwäsche identifiziert.
7 Rechtliches und Bewilligungen	<ul style="list-style-type: none"> • Austausch Behörden (Kantonal / BAFU). • Begleitung des CCU-Projekts der KVA Horgen (insb. Bewilligungsaspekte Luftreinhaltung). • Teilnahme nationale Arbeitsgruppe CCS/NET und daraus resultierende Design-Sprint-Veranstaltungen (vertiefende Workshops). • Sicherheitsbetrachtung der CO₂-Zwischenspeichertanks. 	<ul style="list-style-type: none"> • Die Aufnahme von CO₂ – Speichertanks in die Störfallverordnung wird aktuell geprüft. Bereits heute können diese im Einzelfall der Störfallverordnung unterstellt werden. • In der Schweiz für die Speicherung abgeschiedenes CO₂ gilt rechtlich als Abfall. Dadurch ist für die geologische Speicherung im Ausland eine Exportbewilligung des BAFU nötig. • Damit Schweizer CO₂ zum Zweck der geologischen Speicherung im Meeresgrund exportieren werden kann, müssen die rechtlichen Grundlagen erfüllt sein (Speicherland hat Änderung von 2009 des London Protokolls ratifiziert und es besteht ein bilaterales Abkommen mit der Schweiz). • Zentrale rechtliche Grundlagen für die Umsetzung der nötigen nationalen CO₂-Logistik-Infrastruktur wie z.B. Pipelines und für die Finanzierung werden in aktuellen Gesetzesvorlagen erarbeitet (CCS-Rahmengesetz, Umsetzung Motion 24.4256 und Revision CO₂-Gesetz). Die Vorlagen gehen 2026 in die Vernehmlassung.

	Aktivitäten	Erkenntnisse
8 Finanzierung	<ul style="list-style-type: none"> • Teilnahme an der nationalen Arbeitsgruppe zu CCS/NET und dem Design Sprint zur Finanzierung. • Mitarbeit in der Taskforce des VBSA zur Finanzierung innerhalb der Branche. 	<ul style="list-style-type: none"> • Die Erarbeitung einer Finanzierungslösung ist äusserst herausfordernd. Biogenes vs. fossiles CO₂, Erstanlage vs. Rollout, Siedlungsabfall vs. Marktkehricht müssen jeweils unterschiedlich betrachtet werden. Die KVA sind unterschiedlich organisiert und eine rechtliche Grundlage für eine allfällige Gebührenerhöhung ist nötig. Viele Stakeholder inkl. die Politik reden mit und zahlreiche Anforderungen müssen zuerst erfüllt sein, bevor eine KVA in der aktuellen Situation auf freiwilliger Basis einen Bauentscheid für ein Projekt fällen kann. • Die KVA Linth wurde durch die KVA-Betreiber der Schweiz als Standort für die Umsetzung der Anlage gemäss Branchenvereinbarung ausgewählt. Für eine Inbetriebnahme des Projekts bis 2030 konnte eine Finanzierung nicht rechtzeitig etabliert werden. Die angedachte Finanzierungslösung basiert auf einer Gebühr, welche bei der Verbrennung der Abfälle bei allen KVA in der Schweiz solidarisch erhoben wird. Die Umsetzung hat sich als schwierig erwiesen, da die rechtliche Grundlage fehlt und die Branchenvereinbarung zwischen VBSA und UVEK nur den Bau aber nicht den Betrieb abdeckt. • Für einen Bauentscheid bei der KVA Linth müssen nicht nur die finanziellen Mittel sichergestellt werden, sondern auch die Risiken abgesichert sein. Es dürfen keine Unsicherheiten für die zukünftigen Verbrennungsgebühren entstehen; die Projektrisiken der gesamten Prozesskette können dementsprechend nicht über die Verbrennungsgebühr einer einzelnen Anlage getragen werden. Die Beschaffung von Fremdkapital in grossem Umfang dürfte nicht möglich sein, was im Finanzierungsansatz berücksichtigt werden muss.

4. Abscheideverfahren

In diesem Kapitel werden die unterschiedlichen Verfahren betrachtet, welche grundsätzlich zur Abscheidung von CO₂ aus Rauchgasen von KVA eingesetzt werden können. Einige davon sind bereits heute einsetzbar, andere sind vom technischen Reifegrad her noch nicht weit genug entwickelt für eine industrielle Anwendung oder eignen sich generell weniger für den Einsatz bei einer KVA. Gemeinsam mit der Begleitgruppe wurde entschieden, dass das CO₂-Kompetenzzentrum die Entwicklung aller Verfahren verfolgt, jedoch einen Fokus auf die Verfahren setzt, deren zeitnahe Umsetzung realistisch scheint. Konkret sind dies die Absorptionsverfahren, welche wässrige Lösungen von Aminen oder Kaliumcarbonat als Lösungsmittel einsetzen.

Es wurden Literaturrecherchen durchgeführt, Konferenzen und Messen besucht, Gespräche mit zahlreichen Technologielieferanten geführt, der Austausch mit Betreibern von Pilot- oder Full-Scale Anlagen aufgenommen, sowie mit ausgewählten Lieferanten Studien durchgeführt. Die Erkenntnisse zu den Absorptionsverfahren sind über den gesamten Bericht verteilt (Kapitel 4.2, 4.2, 6 und 8). Vertiefte Erkenntnisse zur Integration wurden insbesondere auch im Rahmen des Vorprojekts gewonnen (Kapitel 8).

Die Fülle an allgemeinen Berichten, Technologie-Reviews, Übersichten von Lieferanten etc. zu Abscheideverfahren ist gross.⁴⁻⁸ Insbesondere wird an dieser Stelle auf den sehr empfehlenswerten Bericht der ETH Zürich zur Technologieübersicht und Umweltaspekten bei Post-Combustion Abscheideverfahren hingewiesen, welcher im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt erstellt wurde und frei verfügbar ist.⁹ Die Funktionsweise der Abscheideverfahren ist darin detailliert beschrieben. Hier soll hauptsächlich diese Arbeit der ETH Zürich mit Erkenntnissen aus den Tätigkeiten des CO₂ Kompetenzzentrum für die spezifische Anwendung an KVA ergänzt werden.

Eine Übersicht der in Frage kommenden Verfahrensprinzipien zur Abscheidung von CO₂ aus KVA-Abgas ist in Abbildung 1 dargestellt.

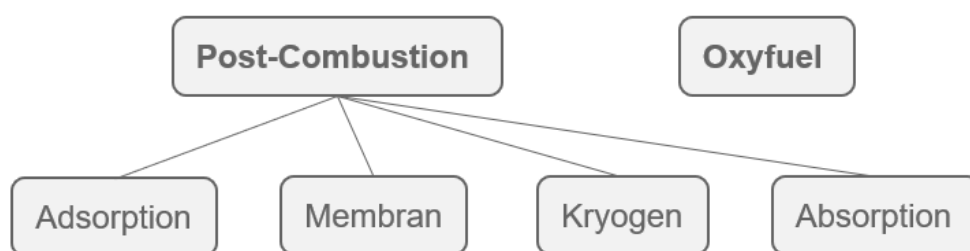


Abbildung 1: Verfahren zur CO₂-Abscheidung nach Funktionsprinzip

In den folgenden Abschnitten wird auf diese Verfahrensprinzipien kurz eingegangen und ihre Vor- und Nachteile erläutert. Die Absorptionsverfahren werden aufgrund ihres höheren Reifegrades genauer betrachtet.

4.1. Absorptionsverfahren

Bei den Absorptionsverfahren wird der Abgasstrom mit einem flüssigen Lösungsmittel in Kontakt gebracht, welches das CO₂ absorbiert. Üblicherweise durchströmt der Abgasstrom dazu eine Kolonne mit geeigneten Packungen von unten nach oben, während das Lösungsmittel von oben nach unten rieselt. In einem zweiten Schritt wird das CO₂ in einer separaten Kolonne wieder aus dem Lösungsmittel entfernt. Je nach Verfahren wird dazu die Temperatur vom Lösungsmittel erhöht und / oder der Druck abgesenkt. Zusätzlich wird Dampf eingesetzt, um das CO₂ durch Senkung des CO₂-Partialdrucks aus dem Lösungsmittel auszutreiben (Stripping).

Absorptionsverfahren werden zur CO₂-Abtrennung seit Jahrzehnten in grossem Massstab in der Petrochemie eingesetzt und sind auch für Anwendungen an Rauchgasen (z.B. fossile Kraftwerke) und bei KVA-Abgas am weitesten entwickelt.

Innerhalb der Absorptionsverfahren gibt es zahlreiche Lösungsmittel, die erforscht oder getestet werden, sowie viele mögliche Prozesskonfigurationen. Im Rahmen des CO₂-Kompetenzzentrums wurde in Abstimmung mit der Begleitgruppe entschieden, den Fokus auf zwei vergleichsweise weit erprobte Lösungsmittelarten zu setzen, deren Einsatz an KVA zeitnah möglich wäre. Dabei handelt es sich um wässrige Aminlösungen sowie um wässrige Kaliumcarbonat-Lösungen. Diese Vorauswahl beruht auf einer aktuellen Momentaufnahme in einem äusserst dynamischen Umfeld und soll in keiner Weise bedeuten, dass das Kompetenzzentrum andere Lösungsmittel oder andere Verfahren für die Anwendung an KVA in weiterer Zukunft als ungeeignet erachtet.

4.1.1. Aminwäsche

Bei der Aminwäsche wird eine wässrige Aminlösung als Lösungsmittel eingesetzt. Vor Eintritt in die Anlage muss das Abgas auf ca. 30-50°C gekühlt werden. Das ist nötig, da die Absorption bevorzugt bei tiefen Temperaturen abläuft, um die oxidative Degradation des Lösungsmittels zu limitieren und um die Bildung von gasförmigen Emissionen zu minimieren. Üblicherweise ist ein zusätzliches Abgasgebläse nötig, um den Druckverlust der Absorberkolonne zu überwinden. In der Absorberkolonne wird das Abgas im Gegenstrom zur Aminlösung geführt und das CO₂ reagiert mit der Aminlösung. Diese Reaktion ist exotherm, d.h. der Abgasstrom erwärmt sich dabei. Die mit CO₂ angereicherte Aminlösung wird aus dem Kolonnensumpf abgepumpt, erhitzt und anschliessend dem Desorber/Stripper zugeführt. Dort wird das CO₂ bei etwa 120-140° mit Dampf ausgetrieben. Der Dampf wird hergestellt, in dem ein Teil des Lösungsmittels verdampft wird. Der dafür nötige Energieeintrag erfolgt durch Niederdruck-Dampf der KVA. Die CO₂-arme Aminlösung wird anschliessend wieder gekühlt und erneut für den Absorptionsschritt eingesetzt.

Das Abgas wird nach dem Absorptionsschritt wieder gekühlt und das dabei entstehende Kondensat in das Lösungsmittel rückgeführt, um einen geschlossenen Wasserhaushalt zu ermöglichen. Zusätzlich muss das Abgas nach der CO₂-Abscheidung gereinigt werden, um Emissionen von Aminen und anderen Verbindungen, welche sich in der Waschflüssigkeit ansammeln, zu minimieren (siehe Kapitel 4.2).

Die Waschflüssigkeit muss regelmässig beprobt und analysiert werden, um deren Zustand zu bestimmen. Mit Hilfe eines Reclaimers werden Zersetzungs- und Reaktionsprodukte periodisch oder kontinuierlich an einem Teilstrom entfernt, meist durch Destillation des Lösungsmittels. Es ist aus verschiedenen Gründen wichtig, die Konzentration von unerwünschten Reaktionsprodukten im Lösungsmittel tief zu halten: Um erhöhte Emissionen zu vermeiden, die Toxizität der Lösung tief zu halten, die Abscheideleistung aufrecht sowie um die Zersetzungsraten tief zu halten.

Der dabei entstehenden Abfallstroms muss – falls nicht in die KVA rückführbar – nach heutigem Wissensstand als Sondermüll entsorgt werden.

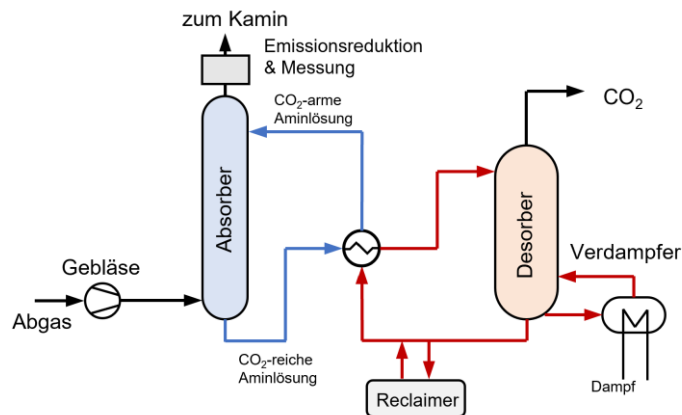


Abbildung 2: Vereinfachtes Verfahrensschema einer CO₂-Abscheidung mittels Aminwäsche

Zahlreiche Optimierungen an der Prozesskonfiguration werden diskutiert und je nach Lieferanten und eingesetzten Aminen auch implementiert. Das Hauptziel dabei ist in der Regel eine Verringerung des Energieeinsatzes. Häufig diskutiert werden dabei die folgenden Optionen:

- **absorber intercooling** – Entnahme der Waschflüssigkeit aus der Absorberkolonne, Kühlung und Wiedereinführung. Die Temperatur im Absorber steigt gegen oben, da die Reaktion mit dem CO₂ exotherm ist. Tiefere Temperaturen begünstigen den Absorptionsschritt und es kann Wärme ausgekoppelt werden. Dabei ist zu beachten, dass durch übersättigte Bedingungen aufgrund des gekühlten Lösungsmittels die Aerosolbildung begünstigt werden kann.
- **rich stream split** – dabei wird ein Teil des beladenen Lösungsmittels nach dem Absorber direkt in den Desorber geführt, ohne es vorher in einem Wärmetauscher aufzuheizen, was zu einem reduzierten Dampfeinsatz im Desorber führt, jedoch auch die auskoppelbare Wärmemenge und deren Temperaturniveau reduziert.
- **lean vapor recompression** – das heiße, leicht unter Druck stehende Lösungsmittel aus der Desorberkolonne wird in einen Behälter entspannt und die dabei entstehende Dampfphase mit einem Dampfverdichter komprimiert und als Stripdampf eingesetzt. Dadurch verringert sich die Menge an benötigtem Dampf für den Betrieb des Verdampfers, jedoch wird zusätzlicher Strom für den Kompressor benötigt.

Gegenüber den etablierten Anwendungen in der Petrochemie oder der Biogas-Aufbereitung ergeben sich beim Einsatz der Aminwäsche an KVA-Abgasen zusätzliche Herausforderungen. Die wichtigsten Unterschiede sind:

- Das zu behandelnde Gasgemisch (Abgas) enthält Sauerstoff. Dies führt zu einer oxidativen Zersetzung der Amine. Das Ausmass hängt u.A. stark von der Wahl der eingesetzten Amine ab.¹⁰
- Schadstoffe im Abgas führen zur Zersetzung der Aminlösung und zur Bildung von teils krebserregenden Substanzen (z.B. Nitrosamine, siehe zu dem Thema Abschnitt 5.1)
- Das behandelte Abgas gelangt nach der CO₂-Entfernung über den Kamin in die Umwelt. Inhaltsstoffe der Waschlösung können dadurch über die Gasphase oder als Aerosole mit

dem Abgasstrom in die Umgebung gelangen. Dies ist bei den petrochemischen Anwendungen oder Biogas-Aufbereitungen nicht der Fall, da dort die Gase nach der CO₂-Entfernung weiterverarbeitet werden und nicht emittiert werden.¹¹

Amine für Post-Combustion Anwendungen

Zahlreiche unterschiedliche Amine oder Mischungen davon können für die CO₂-Abscheidung eingesetzt werden. Sie haben teils sehr unterschiedliche Eigenschaften mit jeweiligen Vor- und Nachteilen. Relevante Eigenschaften für den Einsatz als Lösungsmittel einer CO₂-Abscheidung sind unter anderem:

- Beladungskapazität
- Reaktionsgeschwindigkeiten
- Toxizität
- Kosten
- Stabilität (Oxidation, thermische Zersetzung, sonstige Reaktionen mit Schadstoffen im Abgas)
- Verfügbarkeit
- Reaktionsprodukte im Betrieb (z.B. Bildung von stabilen Nitrosaminen?)
- Energiebedarf (Reaktionsenthalpie)
- Volatilität
- Viskosität, Tendenz zur Ausfällung (maximale Aminkonzentration in Wasser)
- Möglichkeit zur Wiederaufbereitung (Reclaiming)
- Korrosivität
- Biologische Abbaubarkeit

Diese noch stark vereinfachte Liste verdeutlicht, wie komplex die Entwicklung bzw. Auswahl eines geeigneten Amins oder eines Gemisches davon ist. Hier wird darauf verzichtet, vertieft auf einzelne Verbindungen einzugehen und die Mechanismen, die zu spezifischen Eigenschaften führen, zu erläutern. Dazu gibt es umfangreiche Literatur.^{10,12-14} Anhand von drei aktuell praxisrelevanten Beispielen werden hier stattdessen ausgewählte Aspekte und Trade-Offs erläutert. Als Beispiele herangezogen werden Monoethanolamin (MEA), CESAR-1 (Gemisch aus AMP und PZ) sowie ein fiktives proprietäres Amingemisch.

Monoethanolamin: MEA ist das bekannteste und am längsten eingesetzte Amin und es sind viele öffentlich zugängliche Daten dazu verfügbar.¹⁵⁻¹⁹ Es wird daher meist als Referenz für den Vergleich mit anderen Aminen verwendet. Es kann auf dem Markt von unterschiedlichen Anbietern beschafft werden, ist im Vergleich zu anderen Aminen sehr günstig und weist sehr hohe Reaktionsgeschwindigkeiten auf. Der Wärmebedarf für den Prozess mit MEA ist höher als bei anderen Aminen. Ein grosser Nachteil ist, dass MEA im Prozess mit Abgasen wenig stabil ist und dadurch hohe Zersetzungsraten aufweist. Dies bringt Herausforderungen bei der Emissionskontrolle und beim Management der Waschflüssigkeit mit sich. So entsteht vergleichsweise viel NH₃, welches mittels einer sauren Waschstufe wieder entfernt werden muss, um den in der Schweiz für KVA geltenden Grenzwert einhalten zu können. Der MEA-Verbrauch liegt meist über 1 kg MEA pro Tonne abgeschiedenem CO₂. Die grössten Vorteile hat MEA im Bereich Umwelt / Gesundheit / Bewilligungsfähigkeit. Das nicht proprietäre Amin ist gut charakterisiert, es ist einigermaßen bekannt mit welchen Verbindungen aus Neben- und Zersetzungsreaktionen gerechnet werden muss und die kinetischen Parameter z.B. für Ausbreitungsmodellierungen sind in der Literatur verfügbar. MEA ist zudem nicht direkt giftig, biologisch gut abbaubar und bildet als

primäres Amin in der Reaktion mit Stickoxiden keine stabilen Nitrosamine. Nitramine werden hingegen gebildet. Nitrosamine können in kleinem Umfang trotzdem entstehen, wenn aus dem MEA zuerst sekundäre Amine entstehen, jedoch in viel kleineren Mengen, als wenn direkt sekundäre Amine eingesetzt werden.

MEA wird bei der KVA AVR in Duiven (Niederlande) seit 2019 kommerziell eingesetzt.¹¹

CESAR-1: Dabei handelt es sich um ein Amingemisch, welches im Rahmen des Forschungsprojekts 'CO₂ Enhanced Separation and Recovery' (CESAR) im Zeitraum 2008-2011 entwickelt wurde.²⁰ Es handelt sich um eine wässrige Lösung von 2-Amino-2-methylpropanol (AMP) und Piperazin (PZ). Es bietet grosse Vorteile gegenüber MEA: der Energieverbrauch ist deutlich tiefer und die Stabilität stark verbessert, so dass der Verbrauch der Amine um rund eine Grössenordnung tiefer liegt als bei MEA. Das Gemisch wird noch bei keiner kommerziellen Anlage eingesetzt, reale Betriebserfahrung liegt somit noch nicht vor. Da es sich nicht um ein proprietäres Gemisch handelt, wird es in der Forschung intensiv untersucht und die relevanten Daten werden entsprechend öffentlich publiziert, was eine unabhängige Einschätzung ermöglicht und auch für die Beurteilung durch die Bewilligungsbehörden hilfreich sein dürfte.²¹⁻²³ So wird beispielsweise untersucht, welche Stoffe im Betrieb gebildet werden und so versucht, die Massenbilanz zu schliessen.²⁴

Ein grosser Nachteil ist, dass die eingesetzten Amine gesundheitlich deutlich kritischer einzustufen sind als MEA. Sie sind giftig und biologisch nicht so rasch abbaubar. Piperazin ist zudem ein sekundäres Amin, welches im Prozess und in der Atmosphäre Nitrosamine bilden kann. Es hat sich gezeigt, dass in der Waschlösung hohe Nitrosamin-Konzentrationen im Bereich g/L möglich sind, falls diese nicht mit geeigneten Massnahmen entfernt / zerstört werden. Gemäss aktuellen Erkenntnissen können sie sich auch ohne Stickoxide aus dem Abgasstrom bilden.²⁵ Beim Pilotprojekt in Kopenhagen (siehe Kapitel 5.1.4) waren dementsprechend auch die direkten Emissionen von Nitrosaminen viel höher als beim Einsatz von MEA.

Proprietäre Amine und deren Gemische: Wie der Name impliziert, handelt es sich bei proprietären Aminmischungen um kommerzielle Waschlösungen von unterschiedlichen Anbietern, bei welchen die Inhaltsstoffe i.d.R. nicht bekannt gegeben werden. Sie zeigen gegenüber MEA zu meist ähnliche Verbesserungen wie CESAR-1: verringerter Energieverbrauch und deutlich bessere Stabilität. Gleichzeitig sind sie aber viel teurer in der Anschaffung, was den Vorteil bei der Stabilität zumindest bezüglich Anschaffungskosten des Betriebsmittels wieder zunichtemachen kann. Aus offensichtlichen Gründen ist eine Beurteilung hinsichtlich der Umweltrisiken und Gesundheitsthemen bei unbekanntem Inhaltsstoffen a priori nicht bzw. nur durch die Genehmigungsbehörden nach Offenlegung unter Geheimhaltungsverpflichtung möglich. Des Weiteren besteht eine starke Abhängigkeit des Anlagenbetreibers vom Lieferanten des Amingemischs. Die Möglichkeit einer nachträglichen Umstellung der Anlagen auf andere Amine sollte frühzeitig im Projekt vertraglich geregelt werden.

Im Rahmen eines Bewilligungsverfahrens für eine Anlage in England hat Shell Cansolv die Inhaltsstoffe ihres Amingemisches DC-103 veröffentlicht. Es enthält 1-Piperazinethanol, Piperazin und 1,4-Piperazindiethanol. Das entsprechende Dokument ist nicht mehr abrufbar. Das Mengenverhältnis wurde nicht veröffentlicht. Da es u.a. Piperazin enthält, ist auch hier mit der Bildung von Nitrosaminen zu rechnen und das Beispiel zeigt, dass zumindest ein Teil der proprietären Amine nicht auf Umwelt- und Gesundheitsthemen optimiert sind, sondern vermutlich eher auf einen möglichst geringen Energiebedarf. Jedoch kann basierend auf diesem Beispiel nicht auf die Inhaltsstoffe anderer Produkte geschlossen werden.

Unter den thermischen Abfallverwertungsanlagen gibt es eine kleine norwegische Anlage mit 10kt/a Kapazität (Østfold Energi, Rakkestad), die das proprietäre Amingemisch von Shell Cansolv einsetzt²⁶ sowie eine grössere Anlage (100 kt/a) in den Niederlanden (Twence, Hengelo) mit dem Prozess von SLB Capturi (ehemals AKER Carbon Capture), die seit 2025 in Betrieb ist.²⁷

Die Performance eines Lösungsmittels bezüglich Degradation und Emissionen an einem spezifischen Abgasstrom lässt sich aufgrund der noch immer limitierten Erfahrung schwer vorhersagen. **Es wird daher empfohlen**, ausreichend lange Pilotkampagnen am jeweiligen Abgasstrom inklusive Aufbereitung (Reclaiming) des Lösungsmittels zu fahren, bevor eine Grossanlage umgesetzt wird.¹⁴ Allerdings ist dies bei Schweizer KVA oft nicht möglich, da in vielen Fällen angedacht ist, eine CC-Anlage zeitgleich mit einem Erneuerungszyklus der KVA umzusetzen. Ein nachträglicher Wechsel des Lösungsmittels sollte (vertraglich) immer möglich sein.

Projektbeispiele grosstechnischer Umsetzungen

Die Aminwäsche von Rauchgasen wird bereits an einzelnen Anlagen im industriellen Massstab eingesetzt, darunter auch an drei KVA. Eine Auswahl an relevanten Referenzen ist im Folgenden aufgeführt:

Boundary Dam Kohlekraftwerk in Kanada: hier ist seit 2014 eine Aminwäsche mit einer Designkapazität von 1 Mio. t CO₂ pro Jahr in Betrieb, wobei das CO₂ für sogenanntes 'enhanced oil recovery' (EOR) eingesetzt wird (siehe Kapitel 10). Verwendet wird das proprietäre Amingemisch DC-103 von Shell Cansolv. Die tatsächlich erreichten Abscheideraten waren bisher deutlich tiefer als geplant, verursacht durch diverse Schwierigkeiten im Betrieb.²⁸ So wurden bis Sept 2023 5.6 Mio. t CO₂ abgeschieden, was lediglich 63% der geplanten Menge entspricht. Eine Herausforderung ist, dass die Zersetzungsraten der Aminlösung höher sind als angenommen, was zu erhöhten Betriebsmittelkosten sowie unzureichenden Kapazitäten für die Amin-Aufbereitung geführt hat.²⁹ Zusätzliche Probleme wurden durch Schäumen der Waschlösung in den Kolonnen und durch die Bildung eines Biofilms (Bio-Fouling) verursacht. Einige der Schwierigkeiten lassen sich mit dem hohen Gehalt an Flugasche im Abgasstrom des Kraftwerks erklären, welcher so bei KVA in der Schweiz nicht vorhanden ist.

Kehrichtverwertungsanlage AVR in Duiven, Niederlande: Seit 2019 wird hier eine CO₂-Abscheideanlage mit dem Amin Monoethanolamin (MEA) betrieben. Sie wird nicht ganzjährig betrieben, da das CO₂ für Gewächshäuser genutzt wird. Das Produktionsziel beträgt 60'000 tCO₂/Jahr. Diese geplante Abscheideleistung wurde nicht immer erreicht, so wurden im Jahr 2020 31'000 t, im Jahr 2021 42'000 t, und im Jahr 2022 43'000 t CO₂ abgeschieden. Es gab diverse ungeplante Abschaltungen und der Verbrauch an Betriebsmitteln (MEA) war höher als geplant.³⁰ Die Anlage wurde vom Team des CO₂-Kompetenzzentrums bereits besucht. Herausforderungen im Betrieb scheinen die Zersetzung der Waschlösung sowie Korrosionsereignisse zu sein.¹¹ Die Anlage besitzt keine Einrichtung zur Aufbereitung der Waschlösung, so dass angesammelte Zersetzungsprodukte in der Waschlösung durch den Austausch eines Teils oder der gesamten Waschlösung entfernt werden müssen. Im Betrieb wird daher gemäss den publizierten Daten die Anlage alle 3-4 Monate gereinigt und die gesamte Aminlösung ersetzt.¹¹ Eine Schlussfolgerung der Betreiber war, dass eine solche Anlage unbedingt mit einer Lösungsmittelaufbereitung ausgestattet werden sollte. Im Jahr 2024 wurden Nachrüstungen und Verbesserungen vorgenommen, so wurden gewisse Anlagenkomponenten aus höherwertigen Materialien hergestellt.³¹

Kehrichtverwertungsanlage Twence in Hengelo, Niederlande: Seit dem Jahr 2025 ist hier eine CO₂-Abscheideanlage mit einer Jahreskapazität von 100'000 tCO₂/Jahr in Betrieb. Das CO₂ wird ebenfalls für Gewächshäuser genutzt. Die Anlage wurde von SLB Capturi geliefert und wird mit der proprietären Aminmischung S26 betrieben. Die Inbetriebnahme hat sich um ca. 1 Jahr verzögert, da die geforderte CO₂-Reinheit anfangs nicht erreicht wurde und die CO₂-Aufbereitung deshalb angepasst werden musste.²⁷ Daten zum Betrieb liegen bislang öffentlich nicht vor. Beim Anlagenlayout dieser Anlage sieht man eindrücklich, dass nicht die Abscheidung selbst am meisten Platz benötigt. So ist die modulare Abscheideanlage von SLB Capturi sehr kompakt auf einer Grundfläche von ca. 600 m² angeordnet. Die Rückkühlung, CO₂-Aufbereitung, Zwischenspeicherung und Verladung auf LKW sind ebenerdig platziert und nehmen ca. 5000 m² Fläche ein. Es ist davon auszugehen, dass in der Schweiz ökonomischer mit dem Platz umgegangen werden muss, indem die Komponenten kompakter und mehrgeschossig angeordnet werden.

Kehrichtverwertungsanlage von Østfold Energi in Rakkestad, Norwegen: Die Anlage an einer kleinen KVA wurde im September 2025 in Betrieb genommen und hat eine Abscheidekapazität von rund 10 ktCO₂/Jahr. Sie wird mit dem proprietären Amingemisch von Shell Cansolv betrieben und das CO₂ wird an die Industrie verkauft (CCU).²⁶

4.1.2. Hot Potassium Carbonate

Beim Hot Potassium Carbonate Verfahren wird eine wässrige Kaliumcarbonatlösung als Lösungsmittel eingesetzt, siehe Abbildung 3. Für diesen Prozess muss das Abgas in einem ersten Schritt verdichtet werden, um einen ausreichenden CO₂-Partialdruck für den Absorptionsschritt zu erreichen. Dabei macht es Sinn, das Abgas vor der Verdichtung ebenfalls auf ca. 40°C zu kühlen, um Wasser zu entfernen und das Gasvolumen zu reduzieren, so dass die Verdichtung weniger Energie benötigt. Die Absorption findet bei einer höheren Temperatur als bei der Aminwäsche statt (ca. 100 °C), daher auch der Name 'hot' potassium carbonate'. Die Kinetik ist langsamer als bei der Aminwäsche, weshalb die Kolonnen höher ausgelegt oder Additive als Katalysator in der Waschflüssigkeit eingesetzt werden.³² Das Abgas steht nach dem Absorptionsschritt nach wie vor unter Druck. Es wird in einem Wärmetauscher mit dem heissen Abgas vom Kompressor aufgeheizt und anschliessend über eine Expansionsturbine ('Expander') expandiert. Dieser ist üblicherweise mit dem Kompressor mechanisch gekoppelt (Kompressor-Expander oder 'Compander' genannt), so dass die zurückgewonnene Energie direkt für die Kompression genutzt wird und der benötigte elektrische Input sinkt.

Im Desorptionsschritt wird das CO₂ bei ähnlichen Temperaturen wie bei der Absorption, jedoch bei tieferem Druck, wieder aus dem Lösungsmittel desorbiert. Dadurch muss das Lösungsmittel nicht für jeden Durchlauf aufgeheizt und abgekühlt werden. Für die Desorption wird Stripdampf eingesetzt, wobei hierfür weniger Energie benötigt wird als bei der Aminwäsche. Es gibt unterschiedliche Möglichkeiten zur Herstellung des Dampfes; er kann mittels Niederdruckdampf von der KVA durch Verdampfung des Lösungsmittels hergestellt werden oder über Wärmerückgewinnung innerhalb des Prozesses unter Einsatz von Elektrizität, so dass der Prozess auch rein elektrisch betrieben werden kann. Die Firma Capsol Technologies hält Patente für solche rein elektrischen Konfigurationen.

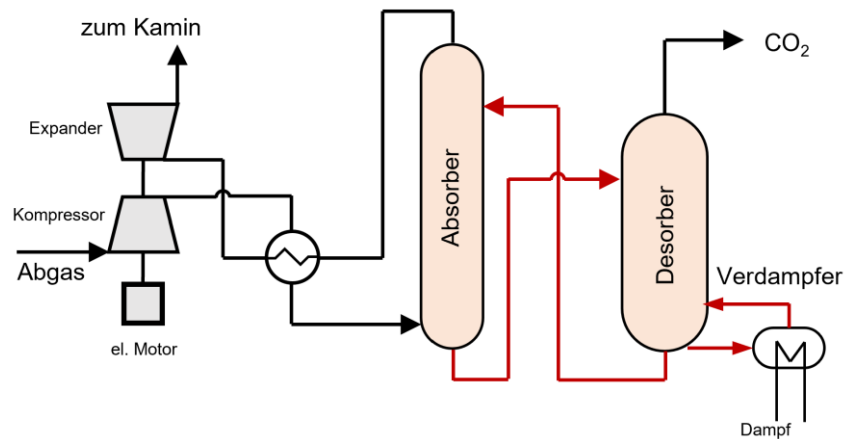


Abbildung 3: Vereinfachtes Verfahrensschema einer CO₂-Abscheidung mittels HPC-Verfahren

Ein Unterschied zwischen dem Einsatz bei KVA und dem etablierten Einsatz in der Petrochemie liegt in der nötigen Verdichtung des Abgasstroms. In der Petrochemie ist dies nicht nötig, da die Gasgemische schon unter Druck stehen oder eine höhere CO₂-Konzentration aufweisen. Für die Verdichtung und Expansion können mehrstufige radiale Turboverdichter und -Expander eingesetzt werden, welche für andere Prozesse in der nötigen Leistungsklasse etabliert sind. Entsprechende Maschinen, die seit Jahrzehnten im industriellen Einsatz stehen, wurden durch das CO₂-Kompetenzzentrum besichtigt.

Chemisch ist die anorganische Kaliumcarbonat-Lösung tolerant gegenüber Sauerstoff im Abgas. Allfällige Reaktionen mit Schadstoffen im Abgas führen zu unkritischen Verbindungen. Kaliumcarbonat selbst ist ungiftig und wird unter anderem für Lebensmittel z.B. in Backpulver verwendet.

Oft werden der Kaliumcarbonatlösung in kleinen Mengen Zusätze zugegeben, um die Reaktionen zu beschleunigen (Katalysatoren) oder die Korrosivität zu reduzieren (Korrosionsinhibitoren). Dabei kommen verschiedene Stoffe in Frage, u.A. Amine wie z.B. Piperazin oder anorganische Verbindungen wie z.B. Vanadiumoxide und Borsäure. Der Einsatz von Aminen ist bei der vorliegenden Anwendung zu hinterfragen, da dann die Problematik mit krebserregenden Reaktionsprodukten wie bei der Aminwäsche ebenfalls behandelt werden muss. Der Einsatz von Vanadiumoxiden und Borsäure muss detailliert geprüft werden, da diese Stoffe nicht unbedenklich sind und ein Austrag mit dem Abgasstrom über Aerosole nach heutigem Wissensstand nicht ausgeschlossen werden kann, auch wenn die Stoffe selbst nicht flüchtig sind. Wird auf die Zugabe von Zusätzen verzichtet, müssen aufgrund der langsameren Reaktionen die Kolonnen grösser ausgelegt werden und es muss ein korrosionsresistenteres Material (Chromstahl) verwendet werden. Im Gegenzug sind viele Herausforderungen und Risiken bezüglich Arbeitsplatzsicherheit, Emissionen, Nachreinigungsschritten, Monitoring, Entsorgung und Bewilligungsfähigkeit stark entschärft.

Projektbeispiele

Es gibt hunderte industrielle Grossanlagen z.B. bei der Ammoniakproduktion, jedoch aktuell keine kommerziellen Anlagen zur CO₂-Abscheidung aus Rauchgasen von KVA oder anderen Verbrennungsprozessen. Hierzu gibt es lediglich einige FEED-Studien, Pilotierungen und eine Anlage, welche sich im Bau befindet (Holzheizkraftwerk Stockholm Exergi). Siehe dazu folgende Aufzählung von relevanten Projekten:

Capsol: Die mobilen HPC-Pilotanlagen CapsolGo® von Capsol Technologies wurden bereits an KVAs, Biomasse- Kraftwerken und Zementwerken getestet.³³ Sie können mit oder ohne Additive betrieben werden und beinhalten auch die internen Wärmerückgewinnungs-Verfahren, zu welchen Capsol Patente hält und die einen rein elektrischen Betrieb zulassen.

Stockholm Exergi – Holzheizkraftwerk: Eine Pilotanlage wurde über mehrere Jahre betrieben und wird auch noch weiter getestet. Der finale Bauentscheid für die Grossanlage mit einer Abscheidekapazität von ca. 800'000 tCO₂/Jahr wurde im Anfang 2025 gefällt und die Anlage soll 2028 in Betrieb gehen.

Pilotanlage KEZO Hinwil: siehe folgender Abschnitt.

4.1.3. Pilotanlage KEZO

Die Kehrrechtverwertung Zürcher Oberland in Hinwil (KEZO) baut in ihrer KVA eine Pilotanlage mit dem HPC-Verfahren zur CO₂-Abscheidung aus einem Teilabgasstrom. Die Anlage wird von Sulzer geliefert und der Prozess ist von der Firma CATACARB lizenziert. Sie ist für einen Abscheidegrad von 90% ausgelegt und soll ungefähr 800 t CO₂ pro Jahr abscheiden, welches an die umliegenden Gewächshäuser geliefert wird.

Die Anlage wird Ende 2026 in Betrieb gehen und dann über mehrere Jahre betrieben, um wichtige Erkenntnisse zum HPC-Prozess bei KVA zu gewinnen. Der mehrjährige Betrieb ist ein wichtiger Aspekt, um auch Langzeiteffekte zu identifizieren. Viele Pilotkampagnen mit Mietanlagen dauern nur wenige Monate. In so kurzer Zeit ist es nicht möglich, Themen wie Korrosion, Akkumulation von Spurenstoffen im Lösungsmittel, Fouling, Wartung etc. zu untersuchen.

Die Anlage wird im Gebäude der KEZO aufgestellt, was eine gute Zugänglichkeit gewährleistet. Sie hat einen Kondensationswäscher zur Abkühlung vom Abgas, einen zweistufigen Schraubenverdichter zur Abgasverdichtung, einen auf zwei Kolonnen aufgeteilten Absorber und eine Desorberkolonne mit einem dampfbetriebenen Reboiler. Ein Teilstrom des CO₂ kann an den Abgas-Eintritt rückgeführt werden, so dass höhere CO₂-Konzentrationen getestet werden können, wie sie bei neu gebauten KVA zu erwarten sind. Die Anlage wird voll in das Leitsystem der KVA integriert, um einen durchgehenden Betrieb zu ermöglichen und verfügt über eine hochwertige Gasanalyse mit Messstellenumschaltung. Ergänzend ist die Erfassung zahlreicher weiterer Prozessdaten und Beprobung über zahlreiche weitere Probenahmestellen vorgesehen. Ein vereinfachtes Flussdiagramm mit den wichtigsten Messstellen ist in Abbildung 4 gezeigt.

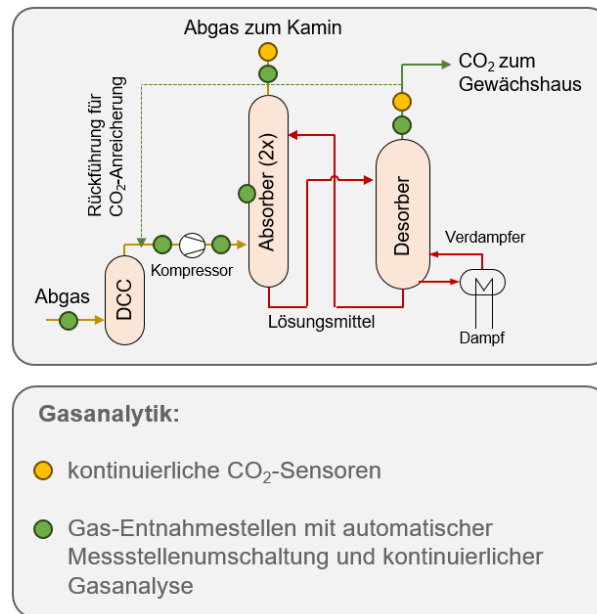


Abbildung 4: Vereinfachtes Anlagenschema mit den geplanten Messstellen für die Gasanalyse bei der HPC-Pilotanlage der KEZO.

Die Hauptziele des Projekts sind:

- **Demonstration der Prozessstabilität und Prozessspezifikationen** und dadurch Abbau von Risiken bei zukünftigen Investitionen
- Optimierung von **Betriebsparametern** und **Datenbasis für optimierte Auslegung von Grossanlagen**
- **Verhalten des Lösungsmittels** im (Langzeit-)Kontakt mit einem KVA-Abgasstrom
- **Korrosionsverhalten** und damit verbunden optimierte **Materialwahl**, Fouling (Wärmetauscher), Kristallisationsverhalten
- Entwickeln von **Mess- und Betriebsstrategien**, insbesondere zur Aufrechterhaltung eines guten Lösungsmittelzustandes
- Bestimmen der **CO₂-Reinheit** nach der Abscheidung
- **Evaluierung von Lösungsmittelzusätzen**. In einer ersten Phase sollen Tests **ohne Zusätze** gemacht werden. Später können Tests mit bekannten oder neuartigen Zusätzen gemacht werden, die dazu dienen können, den Energiebedarf zu reduzieren oder die Investitionskosten zu senken (günstigere Materialien, kleinere Kolonnen). Beim Einsatz von Zusätzen sollen insbesondere die daraus entstehenden Emissionen untersucht werden, da es dazu keine verfügbaren Daten gibt.
- Sammeln von **Betriebs- und Wartungserfahrung**
- **Schulung** von Betriebspersonal
- **Sichtbarmachen** der Technologie für **diverse Stakeholder**

Das CO₂-Kompetenzzentrum begleitet das Projekt seit dem Anfang und wird auch die Betriebsphase eng begleiten.

4.1.4. Gegenüberstellung Amin- mit HPC-Verfahren am Beispiel KVA Linth

Wie im vorherigen Kapitel erwähnt, wurden im Jahr 2024 die zwei Abscheideverfahren Aminwäsche und Hot Potassium Carbonate (HPC) im Rahmen vom Vorprojekt durch das CO₂-Kompetenzzentrum intensiv untersucht. Bei der Aminwäsche wurde das gut erforschte Amin Monoethanolamin (MEA) betrachtet und beim HPC-Verfahren eine wässrige Kaliumcarbonatlösung ohne Additive, wie sie vielfach als Katalysatoren oder Korrosionsinhibitoren eingesetzt werden. Somit handelt es sich bezüglich Anlagengrösse, Energiebedarf etc. um konservative Annahmen bei beiden Verfahren.

Für die Verfahrensgegenüberstellung wurden folgende übergeordneten Kriterien betrachtet, welche gewichtet und bewertet wurden:

- Technologische Reife
- Investitions- und Betriebskosten
- Gesundheitsschutz und Umweltverträglichkeit
- Integration der Abscheideanlage in die KVA
- Betrieb der Abscheideanlage

Im Folgenden sind einige Erkenntnisse zu den wichtigsten Kriterien kurz zusammengefasst. Detailliertere Informationen zu den einzelnen Aspekten finden sich über den Bericht verteilt. Wichtig ist zu erwähnen, dass die Verfahrensgegenüberstellung **spezifisch für den Standort der KVA Linth** durchgeführt wurde. Sie lässt sich nicht ohne Anpassungen an die jeweiligen Rahmenbedingungen auf andere Standorte übertragen.

Technologische Reife

In der Petrochemie und chemischen Industrie sind die Aminwäsche und das HPC-Verfahren als Technologien zur CO₂-Abscheidung etabliert, z.B. für die Entfernung von CO₂ aus Erdgas und in der Ammoniakproduktion. Für den grossindustriellen Einsatz mit Abgasen einer KVA betritt man mit beiden Verfahren eher Neuland.

Weltweit sind an KVA zwei grossmassstäbliche Aminwäschen in Duiven (seit 2019) und in Twence (seit 2025) in Betrieb. Amine können mit Sauerstoff und Schadstoffen im Abgas degradieren, daher ist der Transfer der Technologie von der Prozessindustrie zu Anwendungen bei Rauchgasen herausfordernd. Es ist schwierig, das Verhalten im Betrieb mit einem anlagenspezifischen Abgasstrom vorherzusagen. Daher werden bei aktuellen Projekten i.d.R. Pilotanlagen am jeweiligen Abgasstrom betrieben, um die Risiken zu minimieren. Dies ist im Fall der KVA Linth nicht möglich, da die KVA erneuert wird und sich dadurch die Charakteristik des Abgasstroms verändern wird. Das Thema rund um die aminbasierten Emissionen gibt es in den etablierten Anwendungen nicht, da die gereinigten Gase dort nicht in die Atmosphäre gelangen.

Beim HPC-Verfahren gibt es für Verbrennungsabgase zwar verschiedene Pilotanlagen, jedoch keine Grossanlagen. Vor einigen Jahrzehnten wurde der Prozess industriell bei Verbrennungsabgasen eingesetzt; hierzu sind jedoch keine Daten verfügbar. Es sind aktuell Projekte in Planung, am weitesten fortgeschritten ist dabei ein Projekt in Stockholm. Stockholm Exergi hat dort den finalen Bauentscheid für eine HPC-Anlage bei einem Holzheizkraftwerk mit einer Jahreskapazität von 800'000 Tonnen CO₂ pro Jahr mit geplanter Inbetriebnahme 2028 gefällt. Der Transfer von der Prozessindustrie zu Abgasen ist aus chemischer Sicht einfacher, da die Waschlösung deutlich weniger empfindlich auf Sauerstoff und Schadstoffe im Abgas reagiert. Allerdings wurde die für dieses Verfahren benötigte Abgasverdichtung bislang nicht für Verbrennungsabgase eingesetzt. Sie wird von mehreren Lieferanten als machbar eingestuft.

Die Technologische Reife ist aufgrund der fehlenden Referenzen im industriellen Massstab an Rauchgasen beim HPC-Verfahren für die Aminwäsche höher einzuschätzen als für das HPC-Verfahren.

Kosten

Eine Übersicht der Kostenschätzungen gemäss Vorprojekt ist in den Abschnitten 0 und 0 zu finden. Insbesondere die Investitionskosten (CAPEX) sind bei der Aminwäsche tiefer als beim HPC-Verfahren. Die Betriebskosten hängen stark von den Annahmen für die Energiekosten, den Fernwärmeabsatz usw. ab. Mit den aktuellen Annahmen sind sie für die Aminwäsche etwas tiefer, gleichen sich bei einem weiteren Ausbau des Fernwärmenetzes jedoch immer näher an.

Die jährlichen Gestehungskosten (CAPEX über eine Abschreibedauer von 25 Jahren + OPEX) für die gesamte Prozesskette, inklusive Transport und Speicherung, sind somit für die Aminwäsche tiefer. Die Differenz beträgt gemäss den aktuellen Schätzungen ungefähr 3-5% der Gesamtkosten oder rund 10-15 CHF/tCO₂.

Umwelt- und Bevölkerungsschutz

Bei der Aminwäsche entstehen in der Waschlösung krebserregende Verbindungen durch Reaktionen der Amine mit Schadstoffen im Abgas und durch Zersetzungsreaktionen. Geringe Mengen der Amine und deren Reaktionsprodukte gelangen aus der Waschlösung als Emissionen über den Kamin in die Atmosphäre (Nitrosamine, Nitramine, Aldehyde, Ammoniak und weitere). Dabei sind insbesondere die Nitramine und Nitrosamine kritisch, da sie krebserregend sind. Sie werden in der Atmosphäre durch das Sonnenlicht zersetzt, jedoch aus emittierten Aminen auch zusätzlich gebildet.

Die durch das BAFU berechnete maximale 'Zielwert'-Konzentration dieser Schadstoffe in der Luft ist sehr tief (0.03 ng/m³) und wurde mittels konservativer Annahmen und basierend auf einem zusätzlichen Krebsrisiko für die umliegende Bevölkerung von 1 zu 1 Million berechnet. Die Einhaltung dieses Immissionszielwerts kann nur theoretisch in Modellrechnungen abgeschätzt werden, ist aber mit dem heutigen Stand der Messtechnik nicht messbar. Die Modellrechnungen sind mit Unsicherheiten behaftet, da die Modelle aufgrund der fehlenden Messbarkeit nicht validiert werden können. Es werden jedoch konservative Annahmen getroffen, so dass die Modelle die Schadstoffkonzentrationen tendenziell über- und nicht unterschätzen sollten.

Falls sich die Zielwerte des BAFU rechnerisch einhalten lassen, ist das Risiko, dass das 'erlaubte' zusätzliche Krebsrisiko für die umliegende Bevölkerung real überschritten wird, sehr gering. Ein sehr geringes Restrisiko verbleibt aufgrund der schwachen Datenlage zu den Annahmen bei der Modellierung, dem Verhalten der Verbindungen in der Umwelt, und der Toxizität der verschiedenen Stoffe. Bei dieser Art der krebserzeugenden Stoffe gibt es üblicherweise keine Wirkschwelle, unter welcher kein zusätzliches Krebsrisiko entsteht.

Beim HPC-Verfahren wird eine toxikologisch unbedenkliche Waschlösung eingesetzt, die keine kritischen Zersetzungsprodukte bildet, so fern, wie bei der KVA Linth geplant, keine Additive zugefügt werden. Aus diesem Grund werden nach allen bisherigen Erkenntnissen keine schädlichen Stoffe emittiert. Unter dem Strich dürfte die Abscheidung die Abgasqualität sogar verbessern, da gewisse Schadstoffe aus dem Abgas ausgewaschen werden.

Mitarbeiterschutz

Die bei der Aminwäsche verwendete Waschflüssigkeit enthält gesundheitsgefährdende beziehungsweise kanzerogene Stoffe. Die Exposition der Mitarbeiter muss mit geeigneten

Schutzmassnahmen so weit wie möglich reduziert werden, lässt sich jedoch aktuell nicht quantifizieren. Bei Unfällen/Leckagen muss mit dem Austritt von heisser Waschflüssigkeit und einer erhöhten Exposition der Mitarbeiter gerechnet werden.

Die beim HPC-Verfahren verwendete Waschflüssigkeit ist ungiftig, gesundheitliche Langzeiteffekte für die Mitarbeiter sind daher nicht zu erwarten. Bei Unfällen muss mit dem Austritt von heisser Waschflüssigkeit oder heissen, unter Druck stehenden Abgasen gerechnet werden.

Bewilligungsfähigkeit

Kritisch für die Bewilligungsfähigkeit einer Aminwäsche sind die Anforderungen zu Luftreinhaltung und allenfalls Gewässerschutz. Es wird aktuell ein Luft-Immissions-Zielwert für die Summe aller Nitramine und Nitrosamine von 0.03 ng/m^3 im Jahresmittel angestrebt. Gemäss den aktuellen Modellierungen kann der Wert bei den angenommenen Emissionen knapp eingehalten werden. Die gemessenen Emissionen bei der Pilotanlage in Kopenhagen waren jedoch um rund Faktor 40 höher als die Annahme für die Modellierung.

Zusätzlich zur Luftreinhaltung muss sichergestellt werden, dass sich die Stoffe nicht in zu hoher Immissions-Konzentration in Trinkwasserseen ansammeln. Hierzu gibt es bislang keine Vorgaben seitens der Behörden.

Der Bewilligungsprozess des Projekts bei Verwendung einer Aminwäsche muss daher zum aktuellen Zeitpunkt mit einem hohen Risiko bezüglich der Bewilligungsfähigkeit sowie insbesondere bezüglich Zeitverzögerungen im Bewilligungsprozess bewertet werden.

Beim HPC-Verfahren ohne Additive sind aufgrund der unbedenklichen Waschflüssigkeit im Bereich der Luftreinhaltung / Abwasser keine Schwierigkeiten im Bewilligungsprozess bzgl. Lufthygiene/Gewässerschutz zu erwarten.

Akzeptanz

Aufgrund der Emissionsthematik bei der Aminwäsche könnte die Akzeptanz bei diesem Verfahren kritisch sein. Es könnte schwer zu vermitteln sein, warum für die Abscheidung eines zwar klimarelevanten aber an sich ungiftigen Gases die Emission von krebserregenden Substanzen in Kauf genommen werden soll, insbesondere da es ein alternatives Verfahren gibt, selbst wenn die Mengen wissenschaftlich betrachtet extrem gering sind.

Das HPC-Verfahren vermeidet mögliche Akzeptanzprobleme bei der Emissionsthematik. Die Nachteile des HPC-Verfahrens im Bereich der Kosten und der technologischen Reife werden als weniger kritisch bezüglich der Akzeptanz in der umliegenden Bevölkerung und bei den Mitarbeitern eingeschätzt.

Bei der Einschätzung der Akzeptanz hat das HPC Verfahren daher einen Vorteil.

Fernwärmeabgabe

Bei der CO_2 -Abscheidung fällt Prozessabwärme an, die für die Fernwärme nutzbar gemacht werden kann. Wird diese Abwärme genutzt, können beide Abscheideverfahren ganzjährig auf Vollast laufen, ohne den vorgesehenen Fernwärmeabsatz der KVA Linth zu beeinträchtigen.

Die Aminwäsche hat einen hohen Dampfbedarf. Für die Nutzung von Prozessabwärme auf Niedertemperaturniveau würden deshalb elektrisch betriebene Kompressionswärmepumpen (KWP) eingesetzt.

Beim HPC-Verfahren werden mit Niederdruckdampf betriebene Absorptionswärmepumpen (AWP) eingesetzt, um die Abwärme auf tiefem Temperaturniveau für das Fernwärmenetz nutzbar

zu machen. Der Einsatz der AWP ist auch bei Nichtbetrieb der Abscheideanlage zur Nutzung der Wärme aus der Abgaskondensation energetisch interessant. Zudem fällt mehr Wärme auf einem höheren, direkt nutzbaren Temperaturniveau an als bei der Aminwäsche.

Stromabgabe

Unabhängig vom gewählten Verfahren reduziert sich mit der Abscheideanlage die Stromabgabe der KVA Linth ins Stromnetz erheblich. Der Stromverkauf wird sich um 70-80% verringern.

Bei einer mittleren Ausbaustufe des Fernwärmenetzes (70 GWh/a) zeigt die Aminwäsche einen leichten Vorteil. Die Differenz zwischen den beiden Verfahren liegt bei rund 10 GWh_{el}/a. Dies entspricht im CH-Strommix einer Umweltbelastung von etwa 400 tCO₂-eq und damit 0.3% des jährlich abgeschiedenen CO₂.

Je grösser die Ausbaustufe ist, desto geringer wird die Differenz zwischen dem HPC-Verfahren und der Aminwäsche. Bei der maximalen Ausbaustufe des Fernwärmenetzes (190 GWh/a) zeigen die beiden Verfahren keinen Unterschied mehr hinsichtlich Stromabgabe.

Platzbedarf / Layout

Beide Abscheideverfahren benötigen viel Platz. Die Prozesse der Abscheidung, der Verdichtung und der Trocknung des CO₂ am Standort der KVA Linth werden darum mehrgeschossig in einem eigens dafür zu erstellenden Gebäude untergebracht.

Das HPC-Verfahren weist aufgrund des benötigten Abgasverdichters im Vergleich zur Aminwäsche einen deutlich höheren Platzbedarf auf. Deshalb wird ein zusätzliches Stockwerk sowie ein Ausbau des Gebäudes in Richtung Kamin benötigt. Trotz dieser Massnahmen müssen die Anlagenkomponenten kompakt angeordnet werden. Gemäss der aktuellen Planung können beide Verfahren auf der vorgesehenen Fläche untergebracht werden. Hinsichtlich des Platzbedarfes wäre ein späterer Wechsel vom HPC-Verfahren auf die Aminwäsche im geplanten Gebäude möglich. Der umgekehrte Wechsel von einer Aminwäsche zu einer HPC-Anlage ginge nicht ohne grössere Umbauten am aktuell geplanten Gebäude, da dieses für die Aminwäsche kleiner geplant wurde.

Art des Betriebs

Der Betrieb einer Aminwäsche erfordert ein vertieftes chemisches Wissen und Verständnis seitens des Betriebspersonals. Der Umgang mit dem Lösungsmittel ist generell anspruchsvoll, sei dies beim Anlagenunterhalt aufgrund der Toxizität, im Betrieb, bei der Aufbereitung im Prozess (Reclaiming), bei der Entsorgung oder bei der zugehörigen Prozessanalytik. Zusätzlich sind Messungen der Amin-basierten Emissionen am Kamin erforderlich. Die eingesetzte wässrige Aminlösung ist anfällig für Bio-Fouling.

Das HPC-Verfahren benötigt einen Abgasverdichter. Der Umgang mit unter Druck stehendem Gas/Dampf ist im Betrieb der KVA bereits zu finden. Die Bedienung des Abgasverdichters erfordert zusätzlich ein vertieftes Wissen und Verständnis im Umgang mit rotierenden Maschinen. Fehlbedienungen des Abgasverdichters können zu Einbussen in der Energieeffizienz oder zu Schäden mit hohen Kosten führen. Bei Fehlern im Betrieb besteht zudem das Risiko einer Kristallisation schwerlöslicher Salze im Wäscherkreislauf. Bezüglich Chemie, Analytik und Handling ist das HPC-Verfahren als deutlich weniger komplex einzustufen.

Betriebsmittel

Das HPC-Verfahren ist gegenüber der Aminwäsche hinsichtlich der Verfügbarkeit, der Herkunft (graue Emissionen) und der Preissensitivität des Betriebsmittels leicht im Vorteil.

Das bei der Aminwäsche verwendete Monoethanolamin (MEA) ist fossilen Ursprungs. Es liegt eine tiefe bis moderate Sensitivität der Betriebskosten auf Preisschwankungen bei MEA vor. Preissteigerungen infolge steigender Nachfrage durch weitere CCS-Projekte sind denkbar, da die bestehenden Produktionskapazitäten moderat und der Verbrauch im Betrieb vergleichsweise hoch sind.

Das HPC-Verfahren verwendet Kaliumcarbonat (K_2CO_3). Die Herstellung basiert auf dem Abbau von Kalisalz. Aufgrund der tiefen Kosten und des geringeren Verbrauchs im Betrieb liegt eine sehr tiefe Sensitivität der Betriebskosten auf Preisschwankungen bei Kaliumcarbonat vor.

Flexibilität / Teillastverhalten

Die Aminwäsche ist hinsichtlich Änderungen im Abgasvolumenstrom sehr flexibel. Ein Teillastbetrieb bis circa 50% und ein Überlastbetrieb bis circa 110% des Auslegungspunkts sind möglich.

Das HPC-Verfahren ist dagegen weniger flexibel, denn der benötigte Kompressor hat einen eingeschränkten Betriebsbereich. Der effiziente Betrieb ist nur in einem Bereich von ca. 75-105% des Auslegungspunktes möglich (abhängig von der Auslegung des Verdichters). Für die KVA Linth bedeutet dies konkret, dass beide Abscheideverfahren während eines Stillstands der Ofenlinie 1 und einer vollen Auslastung der grösseren Ofenlinie 2 weiter betrieben werden können. Im Gegensatz dazu kann bei einem Stillstand der Ofenlinie 2 und einer vollen Auslastung der kleineren Ofenlinie 1 nur die Aminwäsche ohne grössere Effizienzeinbussen weiterbetrieben werden. Aufgrund der grösseren Flexibilität bei der Aminwäsche kann davon ausgegangen werden, dass sich mit der Aminwäsche über das ganze Jahr etwas mehr CO_2 abscheiden lässt. Dies lässt sich jedoch aktuell nicht quantifizieren, da es stark vom Verbrennungsbetrieb abhängt.

Abscheidegrad

Mit beiden Verfahren scheint in der KVA Linth ein typischer Abscheidegrad von 90% im Designpunkt gemäss Auslegung problemlos erreichbar. Ob diese Werte im realen Betrieb jederzeit erreicht werden, muss sich zeigen. Die Aminwäsche könnte mit moderatem Zusatzaufwand auch für einen höheren Abscheidegrad im Bereich von 95% ausgelegt werden. Um dies beim HPC-Verfahren zu erreichen, wäre ein erheblich grösserer Zusatzaufwand nötig (Grösse der Kolonnen, Energieaufwand). Dies wurde bislang nicht gefordert, im Vorprojekt wurde ein Abscheidegrad von 90% verwendet.

Bewertung und Fazit

Im Rahmen eines internen Workshops wurden die Kriterien definiert, gewichtet und danach auf einer Skala von 1-5 bewertet. Dies wurde mit dem Verwaltungsrat der KVA Linth abgestimmt und die Kriterien sowie die Gewichtung widerspiegeln die lokalen Gegebenheiten sowie politische Perspektiven. Es handelt sich dabei nicht um einen allgemeinen Vergleich der Verfahren, sondern um eine standortspezifische Betrachtung.

Die Ergebnisse sind in Abbildung 5 dargestellt. In der Tabelle zu sehen sind die Gewichtung der Kriterien und die Bewertung der beiden Abscheidetechnologien anhand dieser Kriterien.

Kriterium	Gewichtung		Bewertung Amin	Bewertung HPC
	%		1-5 (höher = besser)	
Technologische Reife / Referenzen	15	15	4	2
CAPEX	12	24	4	3
OPEX	12		4	3
Umwelt- und Bevölkerungsschutz	12	32	2	5
Mitarbeiterschutz	10		2	5
Bewilligungsfähigkeit / Akzeptanz	10		1	5
Fernwärmeabgabe (ohne Kosten)	5	11	3	4
Stromabgabe (ohne Kosten)	3		3	2
Platzbedarf	3		3	3
Art des Betriebs	5	18	2	3
Betriebsmittel (Lösungsmittel, Wasser, ...)	5		2	4
Flexibilität / Teillastverhalten	5		4	3
Abscheidegrad	3		5	4
Gesamtbewertung			298	359

Abbildung 5: Für den Verfahrensentscheid verwendete Kriterien, deren Gewichtung und die Bewertung der beiden Abscheidetechnologien am Standort KVA Linth.

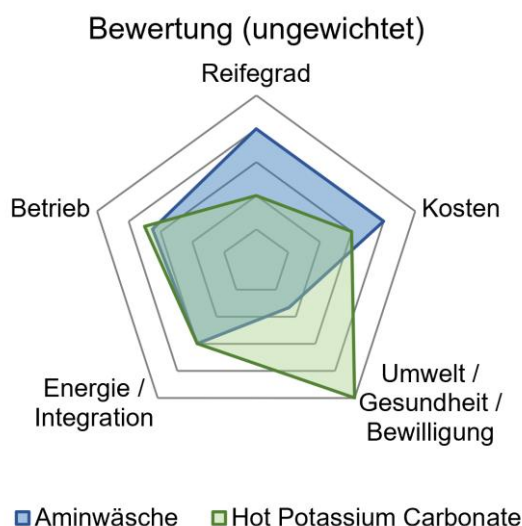


Abbildung 6: Ungewichtete Bewertung der beiden Abscheidetechnologien Aminwäsche und HPC-Verfahren am Standort KVA Linth

Das Spinnendiagramm in Abbildung 6 stellt die ungewichtete Bewertung der beiden Verfahren graphisch dar.

Gemäss dieser Bewertung erzielt das HPC-Verfahren eine um ca. 20% höhere Punktezahl als die Aminwäsche. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Aminwäsche vor allem im Bereich der Kosten und des Reifegrads besser abschneidet. Im Bereich der Umwelt- und Gesundheitsrisiken, Akzeptanz und Bewilligungsfähigkeit ist das HPC-Verfahren aufgrund der ungiftigen Waschlösung im Vorteil. Da dieser Bereich hoch gewichtet wurde, erzielte das HPC-Verfahren in dieser Betrachtung eine höhere Gesamtbewertung. **Es ist wichtig zu erwähnen, dass diese Bewertung den aktuellen Wissensstand widerspiegelt und auf standortspezifischen Überlegungen basiert.** Sie kann nicht ohne Anpassungen verallgemeinert oder auf andere Anlagen übertragen werden. Sollten sich neue Erkenntnisse ergeben, ist eine Neubeurteilung jederzeit möglich.

4.2. Adsorptionsverfahren

Bei den Adsorptionsverfahren wird das CO₂ aus dem Abgasstrom in einem ersten Schritt mit der festen Oberfläche eines porösen Adsorbentmaterials kontaktiert und reagiert dort chemisch (chemische Adsorption bzw. Chemisorption) oder bleibt durch Van-der-Waals-Kräfte haften (physikalische Adsorption bzw. Physisorption). In einem zweiten Schritt wird das CO₂ durch Erhöhen der Temperatur (Temperaturwechseladsorption) und/oder durch Senken des Druckes (Druckwechseladsorption) wieder von der Oberfläche desorbiert.³⁴ Ein effizienter Gas-Feststoff-Kontakt ist wichtig, wozu verschiedene Konfigurationen wie z.B. Festbett- oder Wirbelschicht- Verfahren eingesetzt werden.

Nachfolgend soll das Konzept der kanadischen Firma Svante näher betrachtet werden, die sich eines langsam rotierenden, ringförmigen Systems bedient, in welchem die Adsorbentkammern zyklisch die verschiedenen Prozessschritte durchlaufen. Hierbei handelt es sich um Adsorption (Beladung) und Desorption von CO₂ sowie die Konditionierung des Adsorbenters (siehe Abbildung 7). Auf diese Weise können die verschiedenen Gasströme konstant gehalten werden und es ergibt sich ein quasi-kontinuierlicher Prozess.

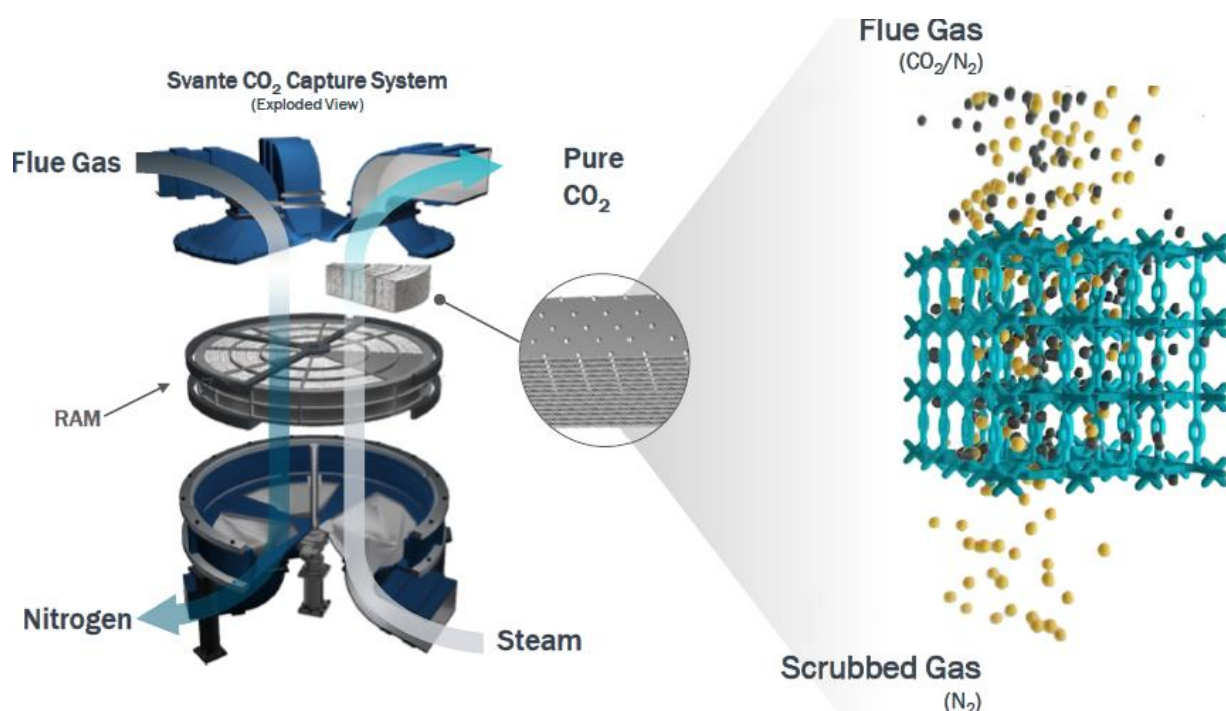


Abbildung 7: Funktionsprinzip der Svante 'rotary adsorption machine' (RAM), bei welcher Adsorbentsegmente ringförmig angeordnet sind und langsam rotieren (Grafik: Svante)

Das Adsorptionsverfahren vereint mehrere interessante Eigenschaften für die Anwendung in einer KVA. Da das Betriebsmittel ein Feststoff ist, muss nicht mit gasförmigen oder flüssigen Emissionen gerechnet werden, insbesondere wenn keine Amin-funktionalisierten Adsorbentmaterialien eingesetzt werden. Die Firma Svante setzt hierzu eine toxikologisch unbedenkliche, sogenannte 'Metal Organic Framework' (MOF) - Struktur aus den Elementen Zink, Stickstoff, Sauerstoff, Kohlenstoff und Wasserstoff ein. Auch in den Bereichen Arbeitsschutz,

Bewilligungsfähigkeit und Akzeptanz wird das Verfahren als vorteilhaft eingeschätzt, da keine kritischen Betriebsmittel verwendet werden und kein aufwändiges Umweltmonitoring nötig ist.

Der Platzbedarf lässt sich mit den bislang verfügbaren Informationen nur beschränkt einschätzen, er dürfte aber eher geringer ausfallen als bei den Absorptionsverfahren. Beim System von Svante wird ein rotierender Adsorber eingesetzt, welcher für ca. 150'000 tCO₂/Jahr Abscheidkapazität eine Grundfläche von 17 m x 17 m benötigt. Der Flächenbedarf für die Gesamtanlage fällt aufgrund weiterer Anlagenteile für Trocknung/Kondensation, Aufreinigung, Verdichtung, Verflüssigung, Zwischenlagerung und Verlad von CO₂ höher aus. Dennoch lässt sich der Platzbedarf durch eine mehrgeschossige Anordnung aller Gewerke voraussichtlich stark minimieren.

Ein kritischer Aspekt bei dem Verfahren ist die Verfügbarkeit des benötigten Betriebsmittels, also des Adsorbentmaterials. Es handelt sich hierbei um Verbrauchsmaterial, welches in regelmässigen, derzeit noch nicht abschätzbaren Abständen (~Jahre), ersetzt werden muss, da die Abscheideleistung mit der Zeit nachlassen wird. Dies bringt eine hohe Abhängigkeit gegenüber dem Lieferanten mit sich. Neben dem MOF selbst stellt vor allem die Vorbehandlung und Beschichtung des GFK-basierten Trägermaterials mit einer MOF-Suspension sowie das Stacking zu viellagigen Modulen proprietäres Know-How von Svante dar. Bei der Anordnung in Festbett-Behältern ist ein Lieferantenwechsel zumindest denkbar, falls sich mehrere Anbieter mit ähnlichen Materialien etablieren sollten. Bei einem System mit rotierenden Adsorberelementen dürfte es sich aber als nahezu unmöglich erweisen, im Bedarfsfall auf alternative Lieferanten zurückzugreifen.

Die Einbindung des Verfahrens in den bestehenden Wasser-Dampf-Kreislauf einer KVA könnte im Falle einer Temperaturwechseladsorption aufwändiger sein als bei den Absorptionsverfahren. Dies, weil – je nach Verfahrenskonzept – für die Regeneration des Adsorbenters verwendeter Dampf mit dem CO₂ in Kontakt kommt. Hierdurch kann das Kondensat mit Hydrogencarbonat verunreinigt werden und muss vor einer Rückführung in den Dampferzeuger allenfalls neu aufbereitet werden.

Die Selektivität bei Physisorption an Oberflächen ist in der Regel nicht so hoch wie bei den chemischen Absorptionsverfahren. Zudem sind die Adsorption und die Desorption im Gegensatz zu den Absorptionsverfahren nicht räumlich getrennt, sodass aufgrund des Adsorbent-Totvolumens ein minimaler Transfer von Abgas in den CO₂-Strom entsteht. Dadurch ist die erreichbare Reinheit des abgeschiedenen CO₂ nicht so hoch wie bei der chemischen Absorption, sie wird in einer Studie von Svante mit 95% angegeben.³⁵ Die noch im Roh-CO₂-Strom enthaltenen Abgasbestandteile müssen in der nachgeschalteten Aufreinigung / Verflüssigung entfernt werden, was dort zu einem leicht erhöhten Aufwand (Energieverbrauch, Auslegung) und gegebenenfalls CO₂-Verlusten führt.

Beim Energieverbrauch und den Kosten ist gemäss einer aktuellen Studie der KVA Satom, wo Adsorptions- und Membranverfahren untersucht wurden, aktuell nicht mit Vorteilen gegenüber den anderen diskutierten Verfahren zu rechnen.³⁶

Die erreichbare Betriebszeit («Reisezeit») des Adsorbentmaterials in einer KVA wird sich wohl erst nach einer umfassenden Pilotierungsphase zuverlässig abschätzen lassen. Da es sich um einen mehrstufigen Prozess handelt, wird die hierzu erforderliche Versuchsanlage in jedem Fall eine erhebliche Komplexität aufweisen. Eine hierfür geeignete Anlage wird seit 2020 im Zementwerk von Lafarge in Canada zu Forschungszwecken betrieben. Aufgrund der hochvariablen Zusammensetzung des Brennstoffs in einer KVA lassen sich die bei Lafarge gewonnenen Erkenntnisse aber nicht 1:1 auf die Anwendung in der thermischen Abfallverwertung übertragen.

Als Arbeitshypothese kann aber von einer mindestens zweijährigen Reisezeit und einem Technologischen Reifegrad (TRL) von 6-7 (Einschätzung Svante) ausgegangen werden.

Die Firma Svante treibt die Markteinführung ihrer Technologie aktiv voran.






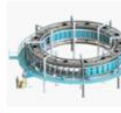
Year By	2016	2020	2020-2023	2024	2025	2028
TRL Level (US DOE)	TRL 4 Validation in Lab	TRL 5 Lab scale validated in relevant env.	TRL 6 Pilot scale demo in relevant env.	TRL 7 Prototype demo in plant env.		TRL 8 System validated via plant testing and demo
Phase	• VTS Stationary Test Station	• Process • Demonstration Unit 100 Series	• Pilot Plant Cement Kiln Flue Gas • 200 Series	• SOAK Plant 400 Series • TCM FCCU flue gas**	• Full Scale Machine Design Validation	• Large-Scale Pilot Ursa 1000
Plant Scale						
Location	Svante BC, Canada	Svante BC, Canada	Lafarge BC, Canada	Chevron CA, USA TCM * Norway	Svante, Kiewit BC, Canada	i.e. Refiner Big Spring, TX, USA
CO ₂ Capacity	<0.1 TPD	0.1 TPD	1 TPD	25 TPD	~500 TPD	416 TPD

Abbildung 8: Roadmap der Firma Svante zur Markteinführung ihrer Adsorptionstechnologie. Es gab bislang keine Pilotierung bei KVA.

4.3. Membranverfahren

Membranverfahren haben sich (ähnlich wie auch die Aminwäsche) seit vielen Jahren zur Abscheidung von CO₂ bei der Aufbereitung von Biogas etabliert. Wie bereits mehrfach erwähnt, darf jedoch aufgrund der spezifischen Eigenschaften von KVA-Abgas nicht von einer einfachen Übertragung der für Biogas geeigneten Verfahrenstechnik auf den Anwendungsfall «KVA» ausgegangen werden.

Der CO₂-haltige Abgasstrom wird bei Membranverfahren mit einer selektiven Membran in Kontakt gebracht, welche CO₂ besser passieren lässt als andere polare Abgaskomponenten wie SO₂ oder NO/NO₂ sowie N₂ und O₂. Damit das CO₂ die Membran durchdringen kann, ist eine Druckdifferenz nötig, so dass ein Gradient des CO₂-Partialdrucks resultiert. Dazu kann entweder das Abgas verdichtet oder auf der CO₂-Seite (Permeat) ein Unterdruck angelegt werden. Grundsätzlich existieren unterschiedliche Arten von Membranen, deren Selektivität auf verschiedenen Mechanismen beruht. Hierauf soll in diesem Bericht nicht im Detail eingegangen werden, Details sind in der Literatur zu finden.^{37,38} Eine mögliche Konfiguration eines Membranprozesses ist in Abbildung 9 dargestellt. Oft wird ein zweistufiger Prozess vorgeschlagen, um einen guten Trade-Off bei der benötigten Membranfläche, dem Energiebedarf sowie dem Abscheidegrad und der CO₂-Reinheit zu erreichen.

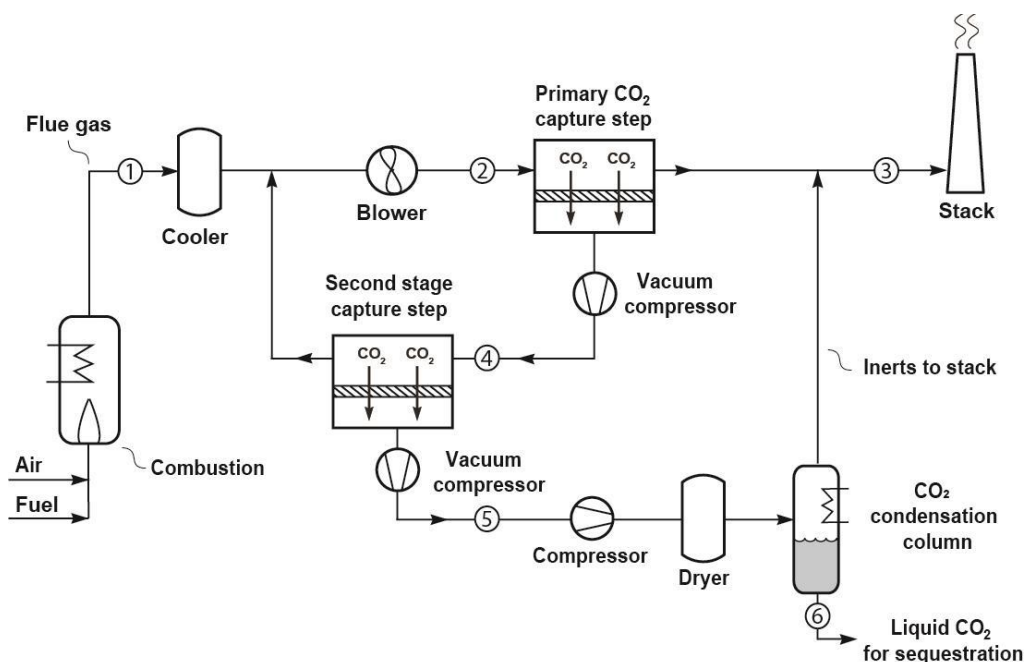


Abbildung 9: Mögliche Konfiguration eines 2-stufigen Membranprozesses der Firma MTR. Diese Konfiguration wird bei einer grossen Pilotanlage an einem Kohlekraftwerk in Gilette / USA eingesetzt. (Grafik: MTR inc.)

Membranprozesse bieten diverse Vorteile. Falls keine Amin-funktionalisierten Membranen eingesetzt werden, sind keine Probleme mit zusätzlichen Emissionen zu erwarten. Es ist auch kein Einsatz von flüssigen und erhitzten chemischen Betriebsmitteln erforderlich, was hinsichtlich der Umweltrisiken, Arbeitssicherheit und der Einfachheit von Betrieb und Instandhaltung vorteilhaft ist. Somit lassen Membranverfahren im Vergleich zur Aminwäsche Vorteile bezüglich der Bewilligungsfähigkeit, Akzeptanz in der Bevölkerung und des Monitoring-Aufwands erwarten.

Weiter ist der Betrieb vereinfacht durch den rein elektrischen Energiebedarf, der für die Verdichtung des Abgases oder für Vakuumpumpen zur Unterdruckerzeugung auf der CO₂-Seite benötigt

wird. Gemäss einer aktuellen Studie der KVA Satom mit mehreren Lieferanten gibt es aktuell grosse Unterschiede zwischen den Lieferantenangaben zum Energiebedarf.³⁶ Je nachdem, welche Zahlen sich bestätigen, könnte die Technologie energetisch interessant sein oder auch leichte Nachteile gegenüber z.B. der Aminwäsche aufweisen. Wichtig beim Vergleich ist es, den Abscheidegrad mit zu berücksichtigen; dieser wird beim Membranverfahren meist etwas tiefer angesetzt als bei den Absorptionsverfahren, da eine Erhöhung zu einer stärkeren Zunahme des Energiebedarfs und benötigten Membranfläche führt. Gemäss der Satom-Studie könnte das Membranverfahren bei den Gesteungskosten pro Tonne abgediehem CO₂ sehr interessant sein.

Hinsichtlich des Flächenbedarfs unterscheiden sich Membranverfahren tendenziell von den Absorptionsverfahren. Je nach Lieferanten variieren die Membranmodule im Aufbau, jedoch erfolgt die Installation in der Regel in horizontaler Position, ggf. nach Unterbringung in standardisierten, stapelbaren Containern, wie von der Firma MTR umgesetzt. Somit ist für die Abscheidestufe selbst möglicherweise eine grössere Grundfläche im Vergleich zu den Waschverfahren erforderlich. Der modulare Aufbau erlaubt jedoch mehrgeschossige Anordnung der Membranmodule und – basierend auf vorgängigen Pilotversuchen – eine problemlose Skalierung für unterschiedliche Abscheidegrade und Mengenflüsse.

Da die Membranverfahren deutlich weniger selektiv sind als die Lösungsmittel bei den Absorptionsverfahren, ist die Reinheit des abgediehem CO₂ tiefer und es erfordert einen Zusatzaufwand, um einen hohen Abscheidegrad zu erreichen. Seitens des Marktführers MTR wird jedoch kontinuierlich an einer Weiterentwicklung der Membranen u.a. hinsichtlich der Selektivität gearbeitet. Je höher der Abscheidegrad, desto höher der Energiebedarf und die Grösse der Anlage. Dies gilt grundsätzlich für alle Verfahren, ist bei Membranverfahren aber besonders ausgeprägt. Ein Abscheidegrad von 90% stellt dort eher die obere Grenze für einen wirtschaftlichen Anlagenbetrieb dar. So wurden grosse Pilotanlagen wie jene von MTR im Dry Forc Station – Kohlekraftwerk (USA, Wyoming) auf einen Abscheidegrad von 70% ausgelegt. Dieser konnte im Laufe der Betriebsphase bis auf 90% gesteigert werden, Themen wie zusätzlicher Energiebedarf bzw. Einbussen hinsichtlich der Behandlungskapazität wurden aber nicht kommuniziert.

Die tiefere Reinheit des abgediehem Roh-CO₂ bringt mit sich, dass es im nachgelagerten Verflüssigungsprozess stärker aufgereinigt werden und dieser Anlagenteil entsprechend ausgelegt sein muss. In einem zweistufigen Membranverfahren kann mit dem System von MTR ein Rohgas mit >80 Mol-% CO₂ gewonnen werden. Während der Konditionierung können Verunreinigungen dem Kondensat bzw. mittels thermisch regenerierbarem Molsieb oder in der Rektifikationsstufe der Verflüssigung weitgehend abgetrennt werden. Für das verflüssigte CO₂ gibt MTR eine Reinheit von 99.99 Mol-% an.

Kritischer dürfte beim Membranverfahren die Verfügbarkeit der Membranen selbst sein. Es handelt sich hierbei um ein Betriebsmittel, welches periodisch ausgetauscht werden muss. Da Anlagen jeweils auf die spezifischen Membranen des Verfahrenslieferanten ausgelegt sein werden, bringt dies eine grosse Abhängigkeit vom Lieferanten mit sich. Falls der Lieferant vom Markt verschwindet, könnte es schwierig sein, passenden Ersatz zu erhalten. Zum heutigen Zeitpunkt wäre dies sicherlich nicht ohne weiteres möglich. Falls sich zukünftig ein breiter Markt mit mehreren Lieferanten entwickeln sollte, wirkt sich dieser Punkt voraussichtlich weniger nachteilig aus.

Die wichtigste offene Frage bezieht sich auf die Haltbarkeit der Membranen beim Betrieb mit KVA-Abgas, da es hierzu bislang kaum Erfahrung über einen repräsentativen Zeitraum (mehrere Jahre) gibt. Zwar wird davon ausgegangen, dass die Membranen Reisezeiten von mehreren

Jahren erreichen werden; falls das Wechselintervall jedoch deutlich kürzer als geplant ausfallen sollte, verursacht dies hohe Mehrkosten. Der Betrieb einer Pilotanlage mit einem industriell eingesetzten Modultyp über mehrere Jahre unter realen Bedingungen an einer KVA wäre daher sehr zu begrüßen.

Wie bereits erwähnt, sind Membranprozesse u.a. etabliert, um CO₂ bei Biogas-Aufbereitungsanlagen aus dem Biogas zu entfernen. Hierbei liegt jedoch eine völlig andere Situation vor. Für Rauchgase gibt es noch keine kommerziellen Anwendungen, jedoch verschiedene Aktivitäten mit Versuchsanlagen. Einige aktuelle Beispiele sind in der folgenden Liste aufgeführt:

- Pilotanlage MTR an Kohlekraftwerk³⁹** Die Firma Membrane Technology Research (MTR) hat eine grosse Pilotanlage mit einer Kapazität von ca. 50'000 t/a am Dry Fork Kohlekraftwerk in Wyoming (USA) beim dortigen Wyoming Integrated Test Center gebaut. Sie ging im Jahr 2025 in Betrieb und ist aktuell die weltweit grösste Membrananlage für diese Anwendung, wird jedoch in naher Zukunft aufgrund zeitlicher Restriktionen des Förderprojekts schon wieder rückgebaut. Der Anlagenbau erfolgte auf Industriestandard, so dass die gewonnenen Erkenntnisse direkt in kommerzielle Folgeprojekte einfließen können. Leider konnte ein repräsentativer Volllastbetrieb nur über wenige Monate realisiert werden. Weiterhin fehlt eine unmittelbare Vergleichbarkeit der Abgasparameter mit KVA-Abgas. Nach Ende des Förderprojekts soll die Anlage im asiatischen Raum weiter eingesetzt werden.

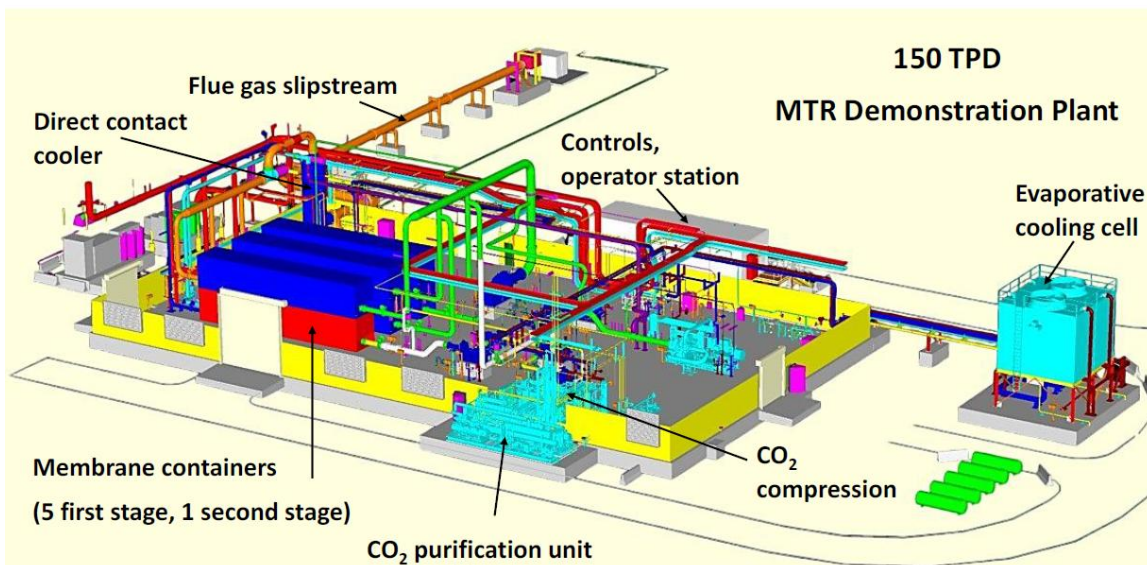


Abbildung 10: Schematische Darstellung des 2-stufigen Membranprozesses der Firma MTR am Kohlekraftwerk Dry Fork Station in Gillette / USA. (Grafik: MTR Inc.)



Abbildung 11 / 12: Membranstrasse mit 9 Modulen der Fa. MTR und gestapelte Anordnung der in Container montierten Membranstrassen im Pilotsystem beim Kohlekraftwerk Dry Fork Station, Gillette / USA. (Fotos: MTR Inc.)

- **Pilotanlage Andritz KVA⁴⁰:** Die Firma Andritz hat eine containerbasierte Membran-Versuchsanlage mit einer Kapazität von 0.8 tCO₂ pro Tag gebaut und diese am Müllheizkraftwerk in Wuppertal (DE) getestet.
- **Testanlagen UniSieve KVA Linth / Satom:** Die Firma UniSieve aus Zürich hat erste Tests mit realem Abgas in der KVA Linth an einer Anlage im Labormassstab durchgeführt. Anschliessend wurde eine etwas grössere, aber immer noch sehr kleine, Testanlage bei der KVA Satom in Monthey getestet (100 kgCO₂/Jahr). UniSieve möchte ihre Membranen aufgrund positiver Resultate nun auch in Form von grösseren Membran-Modulen mit KVA-Abgas testen.³⁶

Vertreter des CO₂-Kompetenzzentrums haben die Pilotanlage von MTR im Rahmen einer vom Betreiber organisierten Informationsveranstaltung besucht und zeigten sich von den Dimensionen, Ausführungsstandards und der Leistungsfähigkeit der Anlage beeindruckt. Seitens des Betreibers wurden keine Probleme im Anlagenbetrieb kommuniziert. Solche werden vom Lieferanten auch nicht beim Betrieb mit KVA-Abgas erwartet. Als bedauerlich kann höchstens eingestuft werden, dass aufgrund des straffen Projekt-Terminplans die Chance auf Erfahrungsgewinn zum Membranzustand nach mehrjährigem Betrieb der Anlage nicht genutzt werden konnte. Insofern wären über längere Zeit durchgeführte Pilotversuche mit einem Modul der erfolgreich eingesetzten Membran (Gen. 4 Polaris) und mit Membranen anderer Lieferanten mit KVA-Abgas sicherlich hilfreich, um die Eignung der Technologie in der Abfallbranche für KVA u.a. Verbrennungsanlagen aufzeigen zu können.

Der technologische Reifegrad der Membranverfahren für Rauchgasanwendungen wird auf ca. 6-7 eingestuft. Auch aus Sicht des CO₂-Kompetenzzentrums ist das Verfahren vielversprechend, insbesondere auch für kleinere Anlagen. Die Technologie muss jedoch noch ausgiebig unter den Betriebsbedingungen einer KVA getestet werden, ehe eine finale Beurteilung möglich und die Planung einer Anlage im Vollmassstab sinnvoll ist.

4.4. Oxyfuel-Verfahren

Ein mögliches Funktionsprinzip des Oxyfuel-Verfahrens ist in Abbildung 13 dargestellt. Die Verbrennungsluft der KVA wird durch ein Gemisch aus reinem Sauerstoff und CO₂-reichem Abgas aus einer Abgasrezirkulation ersetzt. Hieraus resultiert eine hohe CO₂-Konzentration im Abgasstrom, wodurch sich das CO₂ anschliessend mit deutlich weniger Aufwand abscheiden bzw. aufreinigen lässt. Der grosse Massenstrom an dafür benötigtem Sauerstoff würde typischerweise über eine Luftzerlegungsanlage z.B. mittels kryogener Destillation bereitgestellt. Dieser Prozessschritt hat einen grossen elektrischen Energiebedarf. Daher ist dieses Verfahren besonders interessant, wenn eine andere Sauerstoffquelle zur Verfügung steht, wie z.B. eine grosse, nahegelegene Wasserstoff-Elektrolyseanlage, wo Sauerstoff als Nebenprodukt anfällt.

Der Prozess benötigt als Input elektrische Energie für die Herstellung des Sauerstoffs und für die Reinigung des CO₂. Ein Wärmeinput ist nicht nötig.

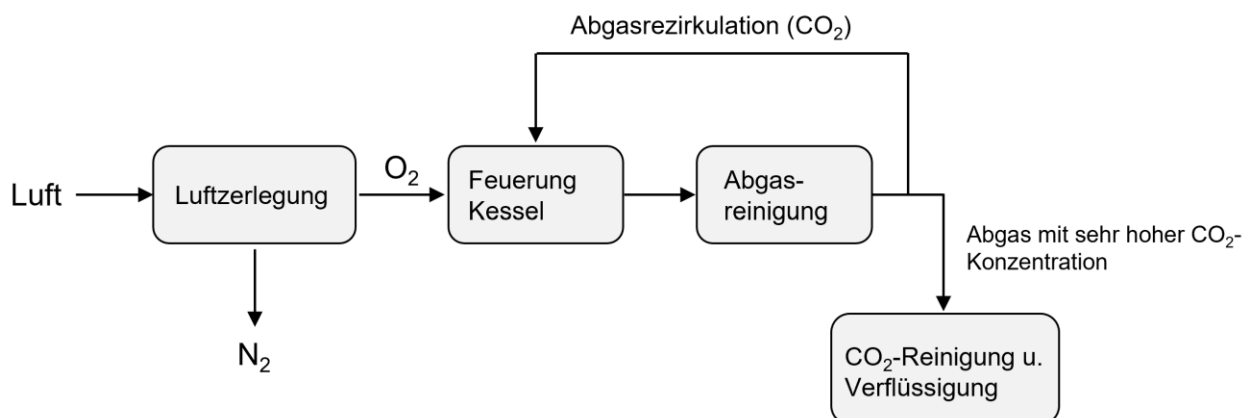


Abbildung 13: Mögliches Funktionsprinzip des Oxyfuel-Verfahrens

Für erste CC-Projekte an Schweizer KVA kommt dieses Verfahren nicht in Frage. Ein einfacher Grund dafür ist, dass der Abscheideprozess auch in die Verbrennung und damit viel stärker in heute etablierte Prozesse der KVA selbst eingreift, als es die 'post-combustion' Verfahren tun – wie der Name bereits sagt. Aufgrund der verbleibenden Projektrisiken bei CC-Projekten ist es daher kaum vorstellbar, zum jetzigen Zeitpunkt eine Anlage mit diesem Verfahren zu planen.

Davon abgesehen ist die Technologie längerfristig für KVA durchaus interessant, insbesondere, falls zukünftig Sauerstoff als Abfallprodukt bei anderen Prozessen anfallen sollte. Technisch gibt es noch einige Herausforderungen. Da die Feuerung bei Unterdruck betrieben wird, führen kleine Leckagen zum Eintritt von Umgebungsluft in den Rauchgasstrom, wodurch die erreichbare CO₂-Konzentration limitiert wird. Dies ist insbesondere für eine allfällige Nachrüstung bei bestehenden KVA problematisch. Wie stark sich dieser Umstand auf die erreichbare CO₂-Konzentration auswirken kann, lässt sich schwer vorab abschätzen. Auch ändern sich durch das veränderte Gasgemisch im Verbrennungsprozess (viel CO₂ anstatt N₂) die Wärmeübergangseigenschaften im Feuerraum / Kessel signifikant. Auch die Gesamtenergieeffizienz und die Rückstände mit Rückgewinnung von Wertstoffen daraus wird in relevantem Mass beeinflusst.

Das CO₂-Kompetenzzentrum wirkt bei diesem Abscheideverfahren im Expertenkreis des Projekts 'OxyWaste' mit, welches aktuell im Auftrag des deutschen Umweltbundesamts läuft. In dem Projekt werden das Potential der Technologie für KVA vertieft untersucht und Pilotversuche gefahren. Die Projektpartner sind: ete.a GmbH, RWTH Aachen, Fraunhofer UMSICHT, Martin GmbH, eew Energy from Waste GmbH und das GKS Schweinfurt.

Bei KVA wird das Verfahren noch nicht industriell eingesetzt und es sind keine konkreten Projekte bekannt, wo es getestet wird. Darin liegt auch eine Herausforderung bei diesem Verfahren, da Versuche auch den Verbrennungsprozess einschliessen. Entweder müssten die Versuche im Vollmassstab erfolgen, was extrem aufwändig ist, oder an kleinen Testfeuerungen durchgeführt werden, wodurch jedoch nicht alle Aspekte korrekt abgebildet werden können. Bei den Post-Combustion-Verfahren sind Tests einfacher umzusetzen, da ein Abgas-Teilstrom einer KVA abgezogen und der Testanlage zugeführt werden kann.

5. Umweltrelevante Aspekte

Im Arbeitspaket «Umweltmonitoring» wurden die umweltrelevanten Aspekte betreffend Emissionen aus dem CO₂-Abscheideprozess sowie deren analytische Erfassung, Verteilung und Umweltauswirkungen behandelt. Mit Ausnahme von Abschnitt 5.5 bezieht sich das Kapitel dabei auf CO₂-Waschverfahren auf Basis von Aminen bzw. Alkanolaminen, da diese die grössten Herausforderungen hinsichtlich umweltrelevanter Emissionen mit sich bringen, gleichzeitig jedoch den höchsten technologischen Entwicklungsstand aufweisen.

Einen ersten Überblick über den Themenkreis vermittelt die nachfolgende Abbildung 14.

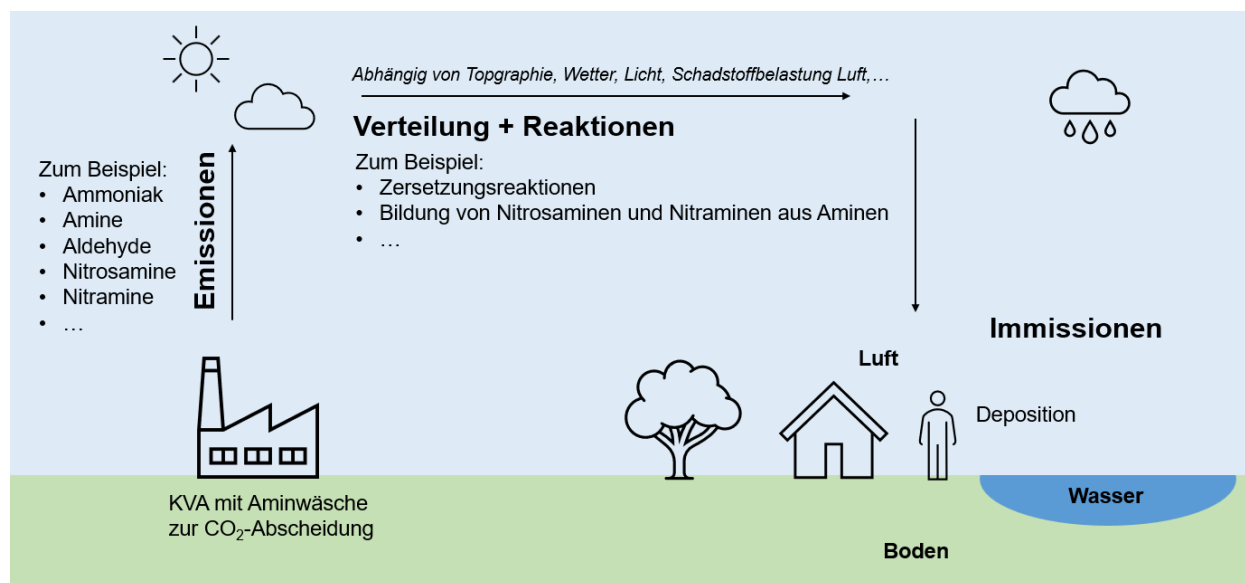


Abbildung 14: Emissionsthematik beim Einsatz einer Aminwäsche

Die Untersuchungen lassen sich in die folgenden Kernthemen unterteilen:

- **Emissionen** am Kamin sowie Massnahmen zu deren Minderung und analytischer Erfassung
- Verteilung und chemische Umwandlung der emittierten Spezies in der Atmosphäre (**Dispersionsmodellierung**)
- Resultierende **Immissionen** (Luft / Wasser / Boden) im Umkreis der Anlagen und deren Monitoring
- Arbeiten zum Thema **Bewilligung** im Bereich Luftreinhaltung und Gewässerschutz

Die Arbeiten zu diesen Bereichen haben einen grossen Teil der Aktivitäten des CO₂-Kompetenzzentrums eingenommen. Zu den erwarteten Emissionen und deren Messung wurde eine Schulungsveranstaltung am Technology Centre in Mongstad (Norwegen) besucht. Zudem hat sich das Kompetenzzentrum am Betrieb der Pilotanlage von ARC bei der KVA in Kopenhagen mit Emissionsmessungen beteiligt und selbst erste Messungen mittels Flugzeit-Massenspektrometrie und via Waschflaschen am Standort der KVA Linth durchgeführt. Für die Dispersionsmodellierung konnte leider nicht wie ursprünglich geplant auf ein bestehendes Modell zurückgegriffen werden. Hier mussten die atmosphärenchemischen Prozesse in vereinfachter Weise in ein Modell implementiert werden, das für die Schweiz geeignet ist. Zu den Immissionen wurden erste Testmessungen in Luft und Wasserfassungen / Gewässern in der Schweiz durchgeführt. Ein wiederkehrender Austausch mit kantonalen Bewilligungsbehörden der Kantone ZH und GL und dem BAFU zu neuen Erkenntnissen, bewilligungsrelevanten Aspekten und dem Vorgehen wurde

aufgenommen. Zahlreiche Diskussionen mit Lieferanten, akademischen und kommerziellen Instituten, Literaturrecherchen und Konferenzbesuche rundeten die Aktivitäten zu diesem Arbeitspaket ab.

Die Komplexität in beinahe allen Bereichen wurde dabei anfangs unterschätzt. Insbesondere hat sich gezeigt, dass das nötige Know-How für den Umgang mit dem Thema bezüglich den betroffenen Schadstoffen in der Schweiz erst spärlich vorhanden ist, z.B. bei Firmen, die Mess- und Analysenaufträge übernehmen können, welche für die Emissions- und Immissionsüberwachung eine wichtige Rolle spielen werden.

Im Folgenden wird auf die einzelnen Themenblöcke getrennt eingegangen.

5.1. Emissionen mit Aminwäsche zur CO₂-Abscheidung

5.1.1. Entstehung

Beim Betrieb einer Aminwäsche zur CO₂-Abscheidung aus Rauchgasen entstehen zusätzlich zu den bereits im Rauchgas vorhandenen Verbindungen in geringen Mengen Emissionen von teils gesundheitskritischen Verbindungen. Vereinfacht kann man sagen, dass zum einen die eingesetzten Amine sowie Zersetzungs- und Reaktionsprodukte dieser Amine entweder gasförmig oder in Form von Aerosolen mit dem Abgasstrom emittiert werden können.^{41–43}

Gasförmige Emissionen

Die gasförmigen Emissionen hängen stark von den eingesetzten Aminen (Dampfdruck), den Betriebsbedingungen (z.B. Temperaturen) sowie von den Nachreinigungsschritten ab. Die Emission der Zersetzungsprodukte hängt ebenfalls von ihrem Dampfdruck ab – so wird z.B. Ammoniak aufgrund des hohen Dampfdruckes hauptsächlich in der Gasphase emittiert, grössere Moleküle wie z.B. Nitramine jedoch in deutlich geringerem Umfang.

Aerosolbasierte Emissionen

Aerosolbasierte Emissionen sind schwieriger zu prognostizieren und die komplexen Mechanismen ihrer Bildung in der Absorberstufe sind noch nicht vollumfänglich verstanden.⁴⁴ Sie scheinen stark von den Abgasparametern am Eintritt in den Absorber abzuhängen, wobei sich insbesondere Partikel / Aerosole sowie SO₃ im Abgas als kritisch erweisen. Dabei scheint nicht die Masse der Partikel / Aerosole ausschlaggebend zu sein, sondern deren Anzahl. SO₃ ist bekannt dafür, besonders stabile Aerosole zu bilden und wird auch in diesem Zusammenhang als kritisch betrachtet.

Amine

Die gasförmigen Emissionen der eingesetzten Amine hängen stark von der Wahl der Amine – bzw. von deren Dampfdruck – ab. Aus deren Emission resultierende Immissionen in der Umgebung von CC-Anlagen sind nicht a priori kritisch, da die Amine vielfach nur moderat toxisch sind. Allerdings können sich aus den emittierten Aminen in der Atmosphäre Nitramine und/oder Nitrosamine bilden, welche toxikologisch bedenklicher sind und deren Entstehung deshalb modelliert werden muss (siehe Abschnitt 5.2).

Zeretzungs- und Reaktionsprodukte der Amine

Amine und Aminoalkohole unterliegen im Betrieb einer oxidativen Zersetzung durch Restsauerstoff im Abgas, einer thermischen Zersetzung, sowie Folgereaktionen mit Schadstoffen im Abgas. Zusätzlich werden Abbau- und Umlagerungsreaktionen in der Prozesslösung durch Metallionen (Fe, Ni) katalysiert, die sich infolge von Anlagenkorrosion in der Waschflüssigkeit anreichern. Die Degradationsprodukte können wiederum über die Gasphase oder in Form von Aerosolen in die Umwelt gelangen. Als besonders kritisch gelten hier Nitrosamine, deren Bildung bei sekundären Aminen und erhöhten Stickoxid-Konzentrationen begünstigt ist, sowie kurzkettige Aldehyde (Formaldehyd, Acetaldehyd). Neue Erkenntnisse zeigen, dass sich Nitrosamine in der Waschflüssigkeit selbst ohne Stickoxide im Abgas bilden und anreichern können.²⁵ Speziell für MEA existieren verschiedene Untersuchungen, die das breite Spektrum an gebildeten Verbindungen aufzeigen.^{10,17,45} Bei proprietären Amin-Gemischen ist die frei verfügbare Datenmenge hingegen dürftig. Hier dürfte es für Betreiber und Genehmigungsbehörden schwieriger sein, Prozess- und Umwelt Risiken einzuschätzen. Einblicke in die Thematik bietet die Beteiligung an einem Projekt zu Emissionsmessungen bei einer Demoanlage von ARC in Kopenhagen, welches in Abschnitt 5.1.4 beschrieben ist.

Emissionen in Abwasserströmen

Es ist naheliegend, dass auch bei anfallenden Abwasserströmen kritisch darauf zu achten ist, dass keine Amine oder deren Zeretzungsprodukte in nennenswerten Konzentrationen enthalten sind. Der grösste abzuführende Wasserstrom entsteht bei der Kühlung des Abgases vor Eintritt in die CO₂-Abscheidung. Dieses Wasser kommt nicht in Kontakt mit der Waschlösung und ist daher nicht mit Aminen oder Folgeprodukten verunreinigt. Die Aminwäsche wird im Normalbetrieb mit einer möglichst geschlossenen Wasserbilanz betrieben. Da dies regeltechnisch schwierig ist, kann trotzdem ein geringer Abwasserstrom entstehen, welcher potenziell mit Stoffen aus der Waschflüssigkeit belastet ist und entsprechend behandelt werden muss. Ein zusätzlicher Abfallstrom bildet die Ausschleusung einer allfälligen sauren Waschstufe zur Nachreinigung des Abgases, welche nicht in die Waschflüssigkeit rückgeführt werden kann. Zudem ist während der Wartung / Reinigung der Anlage mit verunreinigtem Spülwasser zu rechnen. Der Umgang mit diesen Abwasserströmen muss detailliert geprüft werden. Mögliche Optionen sind z.B.:

- **Entsorgung** via Eindüsung in den Feuerraum (nicht trivial; dies bringt eine gewisse verfahrenstechnische Komplexität wie nötige Vorlagebehälter, Pumpen und Temperaturprofile im Feuerraum sowie Herausforderungen aufgrund möglicher Korrosion durch die eingesetzten Säuren mit sich)
- **Aufbereitung**, so dass die Abwasserströme einleitbar oder für interne Prozesse wiederverwendbar sind. Hier könnten Aktivkohlefilter oder eine Ausfällung von Gips mit Kalkmilch und die Zerstörung der Organik mit Ozon/UV oder H₂O₂/UV in Frage kommen. In diesem Fall wäre zusätzlich ein Monitoring organischer Verunreinigungen im Spurenbereich zur Sicherstellung der Abwasserqualität nötig.
- **Externe Entsorgung** (teuer)

5.1.2. Massnahmen zur Emissionsminderung

Vermeidung der Entstehung von Emissionen:

Wo möglich ist die Vermeidung/Minimierung der Entstehung von Emissionen der nachträglichen Entfernung vorzuziehen. **Gasförmige Emissionen** von Aminen und deren Reaktionsprodukten lassen sich nach der Absorptionsstufe über neutrale und saure Waschstufen relativ effizient

entfernen. Dennoch sollte bereits deren Entstehung nach Möglichkeit vermieden werden. Dazu können folgende Faktoren beitragen:

- **Wahl der Amine:** Weniger flüchtige Amine führen zu tieferen gasförmigen Emissionen. Auch ist nicht nur die emittierte Menge relevant, da die Amine als unterschiedlich kritisch hinsichtlich ihrer Toxizität und der Bildung problematischer Reaktionsprodukte zu beurteilen sind.
- **Qualitätsmanagement der Amin-Waschlösung:** Laboranalytik (Beladungskapazität, Zersetzungsprodukte) und darauf basierendes, bedarfsgerechtes Reclaiming zur effizienten Entfernung von Reaktions- und Zersetzungsprodukten. Generell besteht in Fachkreisen Konsens darüber, dass für den umweltverträglichen, sicheren und wirtschaftlichen Betrieb von CO₂-Abscheideanlagen die periodische Kontrolle auf Verunreinigungen und die Abtrennung von Degradationsprodukten aus der Waschflüssigkeit von grosser Bedeutung ist. Üblicherweise wird hierzu eine Destillation (thermisches Reclaiming) zur Gewinnung einer sauberen Amin-Fraktion und Abtrennung von Verunreinigungen angewandt.^{22,46} Mittelfristig können aber auch Verfahren wie Ionentauscher, Elektro-Dialyse sowie die Umkehrosmose und Nanofiltration von Interesse sein.^{45,47}
- **Temperaturabsenkung im Absorber** (tieferer Dampfdruck von flüchtigen Verbindungen bei tieferen Temperaturen). Es kann allerdings gegenläufige Effekte hinsichtlich der Aerosolbildung infolge einer lokalen Übersättigung der Gasphase geben.

Um tiefe Emissionswerte zu erreichen, scheint es weiterhin zentral zu sein, die **Bildung von Aerosolen** im Absorber zu vermeiden, da sich diese nachträglich nur schwer wieder entfernen lassen. Ein wichtiger Aspekt dabei ist, dass sich im Absorber keine starken Temperaturschwankungen finden und sich ein gleichmässiges Temperaturprofil einstellt, so dass Zonen mit lokaler Übersättigung der Gasphase minimiert werden. Dieses Ziel kann über die Abgastemperatur, die Temperatur der Waschflüssigkeit am Eintritt in den Absorber sowie über allfällige Zwischenkühlstufen erreicht werden.

Sehr wichtig scheinen zudem die Abgasparameter am Eintritt in den Absorber zu sein. Basierend auf der Literatur und den Resultaten der Messungen in Kopenhagen zeigt sich, dass feine Aerosole/Partikel im KVA-Abgasstrom zu hohen Amin-Emissionen führen können, selbst wenn ansonsten optimale Betriebsparameter der Absorberstufe eingehalten werden und neutrale sowie saure Waschstufen und Tropfenabscheider vor dem Kamin zur Anwendung kommen. Weitergehende Ausführungen hierzu sind dem Kapitel 6 mit einer Übersicht der Arbeiten im Rahmen des AP3 (Optimierung Abgasreinigung) zu entnehmen.

Nachträgliche Entfernung von Emissionen:

Um die gasförmigen Emissionen von Aminen und deren Reaktionsprodukten zu minimieren, werden nach der Absorptionsstufe standardmässig eine neutrale und eine saure Waschstufe eingesetzt:

- **Wasser-Waschstufe** (neutral). Wird immer eingesetzt, sie ist neben der Reinigung des Abgases nötig, um das Abgas wieder zu kühlen. Das kondensierende Wasser wird in die Waschlösung rückgeführt, um eine geschlossene Wasserbilanz zu erzielen. Auch abgechiedene Amine werden so zurückgeführt und der Verbrauch an frischen Aminen sinkt signifikant.

- **Saure Waschstufe.** Wird zusätzlich zu einer Wasser-Waschstufe stromabwärts davon eingesetzt. Dabei wird das Wasser im Wäscherkreislauf mit HCl oder H₂SO₄ angesäuert. Im Gegensatz zur neutralen Waschstufe kann die Waschlösung der sauren Waschstufe nicht wiederverwendet werden und die muss als Abfallstrom abgeführt werden.

Da sich durch die Waschstufen nur die gasförmigen Emissionen effizient verringern lassen, braucht es weiterhin den Einsatz eines Tropfenabscheiders, um Aerosole/ Partikel zu entfernen. Zu beachten ist hier jedoch, dass ein Standard-Tropfenabscheider die Emissionen kleiner Aerosole/Partikel mit Durchmessern unterhalb von 10 µm nicht effizient zu reduzieren vermag.

Während neutrale und saure Waschstufen sowie Tropfenabscheider schon in der konventionellen Abgasreinigung seit langem Stand der Technik sind, werden weitere Verfahren für diesen Einsatz diskutiert, die jedoch teils noch nicht zu diesem Zweck in der industriellen Praxis eingesetzt werden (z.B. Ringjet, Dry bed / trickle bed, Wasser-Spray, Einsatz eines Brown'schen Diffusionsabscheiders nach dem Abscheideprozess^{9,48,49}

Insbesondere in England gibt es zu diesem Thema ausführliche Informationen und Dokumente zum Stand der Technik (BAT) bei CO₂-Abscheideanlagen.^{50,51}

5.1.3. Emissionsanalytik

Im Bereich der Emissionsüberwachung kann zwischen kontinuierlich betriebenen Messstellen («online-Messung») und periodisch durchgeführten Kontrollmessungen mit temporär installiertem Equipment unterschieden werden. Die wohl umfassendsten Erfahrungen mit Emissionen aus Carbon Capture Anlagen dürften im norwegischen Technologiezentrum Mongstad vorhanden sein. Unterstützt wurden die dortigen Arbeiten vielfach von der Universität Oslo und dem Forschungsinstitut Sintef in Trondheim. Aus diesem Grund wurde vom Team des CO₂-Kompetenzzentrums die von TCM angebotene Schulung «Gas sampling and analysis at absorber stack» besucht.

In England wurden konkrete Empfehlungen zu Emissionsmessungen durch das National Physical Laboratory publiziert.^{52,53}

Wesentliche Methoden zur Emissionskontrolle am Kamin nach der Absorberstufe sind¹⁷

- **Fourier-Transform Infrarotspektroskopie (FT-IR).** Das Verfahren ist aus der herkömmlichen Emissionsüberwachung hinlänglich bekannt. Nach Carbon Capture Anlagen eignet es sich auch für die kontinuierliche Erfassung von Aminen, Aminoalkoholen und Aldehyden im ppmv-Konzentrationsbereich (mg/m³). Aufgrund der unkomplizierten Bedienung und des geringen Wartungsaufwands kann eine solche Messstelle ohne Probleme in die bereits vorhandene online-Analytik einer KVA integriert werden. Die Herausforderung liegt in der unzureichenden Empfindlichkeit, so dass die Bestimmungsgrenze des Verfahrens für viele der zu überwachenden Verbindungen über den zu erwartenden Konzentrationen liegt, insbesondere für Nitramine und Nitrosamine.
- **Protonentransfer-Time-Of-Flight-Massenspektrometrie (PTR-TOF-MS).** Dieses hochempfindliche Analysenverfahren ermöglicht u.a. den analytischen Nachweis von Nitrosaminen und Nitraminen im ppb und ppt-Bereich (µg/m³ und ng/m³). Das Verfahren erfordert einen erheblichen Betreuungsaufwand und setzt eine hohe fachliche Qualifikation des Bedienpersonals voraus. Es gibt jedoch Entwicklungen mit Fernwartungskonzepten, die einen Einsatz auch bei KVA zumindest über einen gewissen Zeitraum oder bei den ersten Anlagen ermöglichen könnten. Eine aktuelle Betriebsbewilligung beim Zementwerk in

Brevik, Norwegen, verlangt die Einhaltung von Tagesmittelwerten. Dies verlangt nach einer online-Messung auch von Nitrosaminen, was nur mittels Massenspektrometrie möglich ist. Ob eine solche Messung umgesetzt wurde, ist nicht bekannt.

- **Absorptionsverfahren** können bei wasserlöslichen Verbindungen zum Einsatz kommen und sind bei der periodischen Emissionskontrolle von z.B. Ammoniak, anorganischen Chlor- und Fluorverbindungen oder Schwefeloxiden Stand der Technik. Es existieren umfangreiche Vorgaben für die Durchführung (BAFU Emissions-Messempfehlungen, EN-Richtlinien, VDI-Datenblätter etc.). Für die Erfassung von Alkylaminen im Spurenbereich müssen ggf. spezifischere Verfahren, wie die nachfolgende Analyse der Waschflüssigkeit mittels chromatographischer Verfahren (GC, HPLC) nach Derivatisierung und Anreicherung zum Einsatz kommen.^{54,55}

Für konkrete Projekte wird in der Regel eine Kombination der Verfahren eingesetzt. Mittels FTIR können die Emissionen von Aminen, Ammoniak und Aldehyden kontinuierlich überwacht werden. Zusätzlich können die Emissionen von weiteren Zersetzungsprodukten, insbesondere von Nitraminen und Nitrosaminen, periodisch mittels Absorptionsverfahren und externer Laboranalyse ermittelt werden. Für erste Anlagen in der Schweiz könnte zusätzlich auch der Einsatz eines Massenspektrometers in der Anfangsphase oder während diskreten Kampagnen geprüft werden.

5.1.4. Projekt ACCEPT Kopenhagen

Die Datenlage zu Emissionen aus Aminwäsche-Anlagen ist beschränkt und bezieht sich weitestgehend auf Anlagen im Pilotmassstab. Ein grosser Teil der Daten betrifft zudem nicht die CO₂-Abscheidung aus KVA-Abgas und vielfach bleibt unklar, wie die Anlagen betrieben wurden und in welcher Weise die Emissionsmessung erfolgte. Auffällig ist auch die grosse Spannweite an publizierten Emissionen, welche a priori keine seriöse Prognose für die Planung einer Neuanlage und die erforderlichen Bewilligungsverfahren zulassen. Werte für die direkten Emissionen der eingesetzten Amine reichen von tiefen Werten^{15,17,56} <1ppm bis hin zu inakzeptabel hohen Konzentrationen⁵⁷⁻⁵⁹.

Um das Verständnis für das Thema zu vertiefen, hat sich das CO₂-Kompetenzzentrum am Projekt ACCEPT an der Verbrennungsanlage ARC in Kopenhagen beteiligt. Dort wurde über einen Zeitraum von 1 Jahr eine Amin-basierte Pilotanlage (Abscheidekapazität: 1'000 t CO₂ pro Jahr) anteilig mit dem Abgasstrom einer Ofenlinie betrieben. Im Rahmen von zwei Pilotierungsphasen wurden die Amine Monoethanolamin (MEA) und ein Gemisch aus 2-Amino-2-methylpropanol (AMP) und Piperazin (PZ), auch bekannt unter dem Namen CESAR1, getestet. Die Erkenntnisse aus dem Betrieb mit MEA wurden kürzlich publiziert.^{2,60}

Nach der Absorberstufe sind zur Nachreinigung zwei Wasser-Waschstufen vorhanden, wobei die zweite davon versuchsweise unter Zugabe von Schwefelsäure als saure Waschstufe betrieben werden konnte. Zusätzlich wurde ein Tropfenabscheider eingesetzt. Das vereinfachte Prozessflussdiagramm² ist in Abbildung 15 dargestellt.

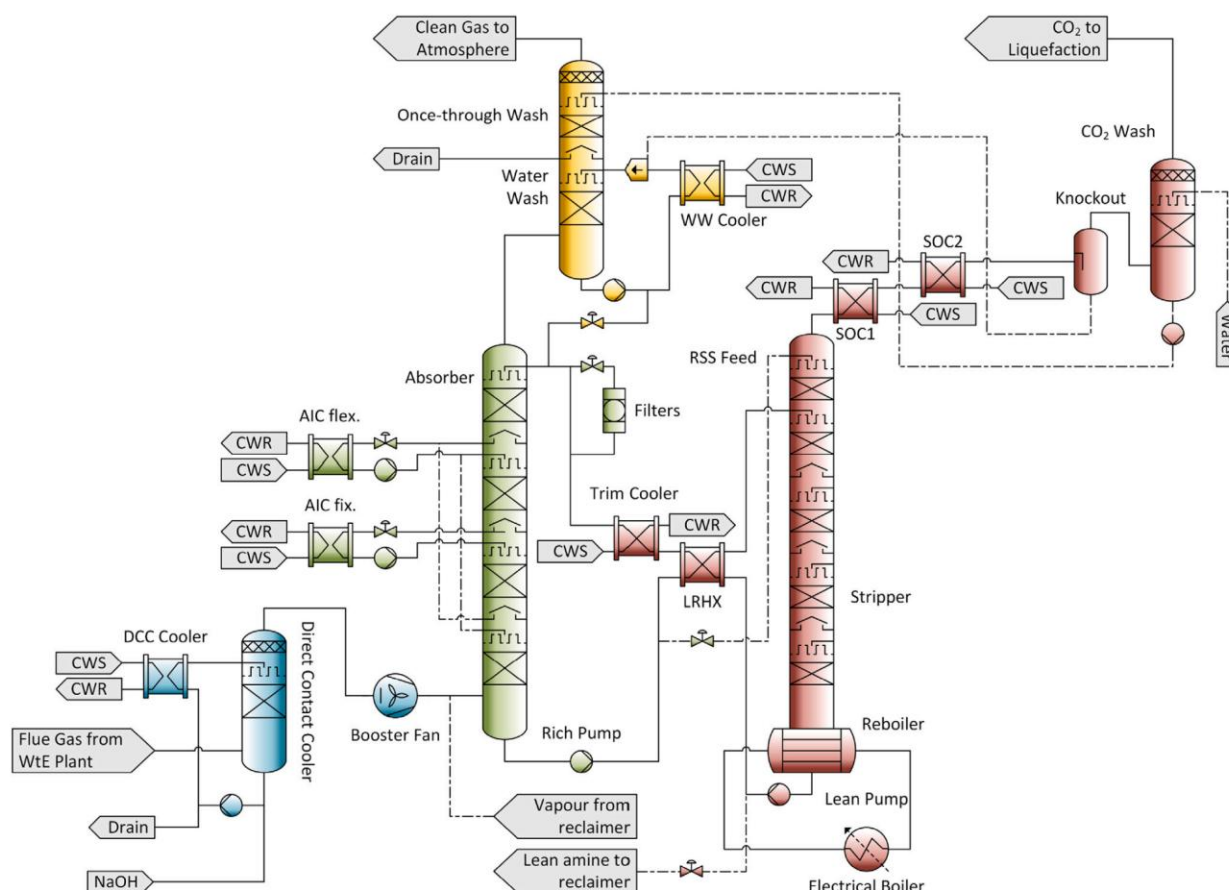


Abbildung 15: Vereinfachtes Prozessflussdiagramm der Amin-Pilotanlage der Firma Pentair bei der KVA Amager Bakke in Kopenhagen²

Emissionen nach der Absorberstufe wurden mittels ELPI («Eletrical Low Pressure Impactor», Partikel und Aerosole) und PTR-TOF-MS («Protonentransfer-Flugzeit-Massenspektrometrie», organische Verbindungen) im Rahmen von jeweils mehrtägigen Kampagnen online gemessen. Ammoniak und CO₂-Konzentrationen wurden kontinuierlich erfasst. Erweitert wurden diese Daten durch die Ergebnisse von «Compliance-Tests», die seitens der Genehmigungsbehörden gefordert wurden. Hierbei wurden Abgas-Inhaltsstoffe in klassischer Weise mittels Waschflaschen (Impinger) absorbiert und die resultierenden wässrigen Fraktionen extern analysiert (zahlreiche organische Verbindungen, diskrete jeweils einstündige Messungen). Für den Anlagenbetrieb mit MEA und CESAR-1 wurden pro Waschflüssigkeit jeweils 2 Compliance Tests durchgeführt, wobei Mitarbeiter des ZAR-Kompetenzzentrums bei einer Kampagne vor Ort zugegen waren.

Bezüglich der gemessenen Emissionen lassen zusammenfassend folgende Punkte hervorheben:

- Bei allen Messkampagnen (2 x MEA, 2 x CESAR-1) waren die Emissionen der jeweils eingesetzten Amine viel zu hoch und in einem Bereich, der für eine kommerzielle Anlage nicht akzeptabel wäre. Auch mit einer zusätzlichen Säuredosierung in die zweite Waschstufe liess sich keine signifikante Reduktion der Amin-Emissionen erreichen.
- Beim Einsatz von MEA und ohne saure Fahrweise der zweiten Waschstufe lagen die Ammoniakemissionen um ca. eine Grössenordnung über dem in der Schweiz geltenden LRV-Grenzwert. Mit Säurezugabe in der letzten Waschstufe liessen sich die NH₃-Emissionen in den gesetzlich zulässigen Bereich senken.

- Beim Einsatz der Piperazin-haltigen Waschflüssigkeit wurden signifikante direkte Emissionen von N-Nitrosopiperazin beobachtet. Bei einer industriell betriebenen Anlage wären diese Emissionen nicht akzeptabel.
- Der Grund für die hohen Emissionen ist unklar. Es wird aktuell davon ausgegangen, dass die Amine und Nitrosamine zum grossen Teil in Form von Aerosolen ausgetragen wurden. Dies würde erklären, warum sich diese Emissionen (im Gegensatz zu gasförmigen NH₃-Emissionen) selbst durch einen sauren Betrieb der zweiten Waschstufe nicht reduzieren liessen. Die aktuelle Arbeitshypothese geht davon aus, dass feine Partikel/Aerosole bzw. SO₃ im Abgas der KVA Auslöser einer weitergehenden Aerosolbildung im Absorber sind. Ein vergleichbares Phänomen wurde auch bei anderen Anlagen beobachtet und wird im Kapitel 6 diskutiert.

5.1.5. Emissionsmessungen von Nitrosaminen in Prozessabluft in der Schweiz

Für die Spuren- und Ultrapurenanalytik in wässrigen Proben aus der Emissionsmessung mittels Waschflaschen (Impinger) ist eine zeitnahe Probenbearbeitung unabdingbar, da ansonsten fehlerhafte Resultate durch Folgereaktionen einzelner Analyten auftreten können. Ein postalischer Versand an ausländische Prüflaboratorien ist in solchen Fällen kritisch zu hinterfragen. Im Falle von Prozesslösungen mit gefährlichen Inhaltsstoffen verkomplizieren zudem strenge gesetzliche Bestimmungen für den Postversand die Situation. Dabei ist diese Art der Messung für den Betrieb einer Aminwäsche unabdingbar. Deshalb war es das Ziel der nachfolgenden Untersuchung, mit einer konkreten Messkampagne schweizerische Fachfirmen und Laboratorien in die Thematik einzubinden und sie so einerseits für die (zukünftige) Aufgabenstellungen zu sensibilisieren, andererseits aber auch allfälligen Entwicklungsbedarf aufzuzeigen.

Da im Abgas beider Ofenlinien der KVA Linth keine Nitrosamine zu erwarten sind, wurden stattdessen zwei Abluftströme der Flugaschenwäsche (FLUWA) untersucht. In der FLUWA können aufgrund der Prozessbedingungen potenziell Nitrosamine im Spurenbereich gebildet und über die (gewaschene) Abluft ausgetragen werden. Mit Temperaturen von 40-45 bzw. 58-60°C der feuchten Abluft liegen hier zudem Bedingungen für die isokinetische Absaugung vor, wie sie auch beim Abgas einer Aminwäsche zu erwarten sind.

Die Firma Airmes hat die Probenahme durchgeführt und zur Analyse an ein akkreditiertes Schweizer Analyselabor (Labor Veritas) gegeben. Es wurden 16 Nitrosamine untersucht. Die Messungen und Ergebnisse sind im Anhang (Abschnitt 18.1) ausführlicher beschrieben.

Im Zuge der Messungen konnte lediglich das Nitrosamin N-Nitrosodi-n-butylamin im Luftstrom des Abluftwäschers in einer Konzentration 0.18 µg/Nm³ nachgewiesen werden. Alle anderen Verbindungen lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze des eingesetzten Analysenverfahrens (GC-TEA), welche bei 0.034 µg/Nm³ für die Einzelverbindungen lag. Die Nachweisgrenze lag damit erfreulicherweise in einem tiefen Bereich und ähnlich tief wie bei den Messungen bei der Pilotanlage an der KVA in Kopenhagen (Abschnitt 5.1.4).

Ebenfalls untersucht wurde im Rahmen der Messkampagne die Nitrosamin-Gehalte im Wasserkreislauf des FLUWA-Abluftwäschers. Hier konnten keine Nitrosamine nachgewiesen werden, allerdings lag die Bestimmungsgrenze pro Verbindung bei hohen 0.3 µg/L. Vergleicht man diese Bestimmungsgrenzen des akkreditierten Labors für rein wässrige Proben mit denen der EPFL (siehe Kapitel 4.3.3), zeigen sich gravierende Unterschiede. Dort wurde eine Bestimmungsgrenze von 0.002-0.005 µg/l pro Einzelverbindung erreicht, also rund zwei Grössenordnungen tiefer.

Als vorläufiges Fazit dieses ersten Praxistests lässt sich festhalten, dass für die Beprobung des Abgasstroms einer Aminwäsche voraussichtlich ausreichende Expertise bei schweizerischen Fachfirmen vorhanden ist. Hier kann auf einen jahrelangen Erfahrungsschatz, basierend auf vergleichbaren Aufgabenstellungen zurückgegriffen werden. Auch die zunehmend nachgefragte Analytik von PFAS in unterschiedlichen Abgasströmen lässt hier weitere Fortschritte erwarten. Im Bereich der nachgelagerten Nitrosamin-Analytik sind die Ergebnisse, was die kommunizierte Bestimmungsgrenze betrifft, ebenfalls vielversprechend.

Bei den Messungen in den wässrigen Proben gab es noch eine erhebliche Differenz in den erreichten Bestimmungsgrenzen zwischen den Messungen durch das kommerzielle Auftragslaborator und den Messungen der EPFL. Sofern hier behördenseitig der Einsatz akkreditierter Laboratorien gefordert wird, besteht noch erheblicher Entwicklungsbedarf in der Schweiz.

5.2. Dispersionsmodellierung

5.2.1. Hintergrund und Vorgehen

Zur Bewilligung von Abscheideanlagen mittels Aminwäsche an Rauchgasen ist im Regelfall eine Ausbreitungsmodellierung nötig. Dies wird bei zahlreichen Projekten im Ausland so gehandhabt (z.B. in Norwegen, England, Dänemark) und auch in der Schweiz verlangen die Bewilligungsbehörden bei konkreten Projekten bislang eine solche Modellierung. Die Dispersionsmodellierung ist zum heutigen Zeitpunkt sinnvoll und nötig, da es noch zu wenig Praxiserfahrung aus dem Betrieb von Grossanlagen gibt und insbesondere, weil die erwarteten / zulässigen Schadstoffkonzentrationen in der Umgebungsluft nicht messbar sind und somit nur mittels Modellierungen abgeschätzt werden können.

Die Modellierung ist deutlich komplexer als bei vielen anderen Schadstoffen wie NO/NO₂, SO₂ oder Feinstaub, da nicht nur die Verteilung in der Atmosphäre simuliert werden muss, sondern gleichzeitig atmosphärenchemische Reaktionen berücksichtigt werden müssen. Ein kritischer Pfad dabei ist die atmosphärische Bildung von Nitrosaminen und Nitraminen aus emittierten Aminen.

Im Rahmen der Arbeitspakete des CO₂ Kompetenzzentrums war geplant, eine Dispersionsmodellierung für die KVA Linth mit einem der verfügbaren Modelle, welche die entsprechende Atmosphärenchemie abbilden, durchzuführen. Da die KVA in Horgen ein weiter fortgeschrittenes Projekt hatte, wurde entschieden, als erstes die Modellierung für diesen Standort durchzuführen. Ein Modell, welches die Atmosphärenchemie von Aminen detailliert abbildet und welches bei Projekten im Ausland häufig eingesetzt wird, ist das 'Atmospheric Dispersion Modelling System' (ADMS) Modell der Cambridge Environmental Research Consultants (CERC).

Für die KVA Horgen wurden entsprechende Angebote mit existierenden Modellen eingeholt. Nach Sichtung der Angebote durch die Behörden und durch einen Modellierungsexperten aus der Schweiz wurde erkannt, dass diese Modelle für die komplexe Schweizer Topografie nicht geeignet sind. Es handelt sich bei den bestehenden Modellen um sog. Gauss'sche Fahnenmodelle, welche eine flache Topografie voraussetzen und relevante Effekte in gebirgigen Regionen, wie thermische Windsysteme, nicht abbilden können. Daher wurde in Absprache mit den Vollzugsbehörden aus den Kantonen GL und ZH sowie dem BAFU beschlossen, ein bestehendes und in der Schweiz etabliertes Ausbreitungsmodell mit einer vereinfachten Atmosphärenchemie

zu erweitern. Das CO₂-Kompetenzzentrum hat somit das Institut für Thermodynamik und nachhaltige Antriebssysteme (iTnA) der Technischen Universität Graz (TU-Graz) beauftragt, das 'Graz Lagrangian' (GRAL) Modell entsprechend zu erweitern. Da die Modellierung am Standort der KVA Horgen priorisiert wurde, wurde das Modell an diesem Beispiel entwickelt. Nach einigen Iterationen und über einem Jahr Entwicklungszeit lag eine erste Version vor. Diese wurde unabhängigen Experten in Norwegen zur Begutachtung und Stellungnahme vorgelegt wurde (Prof. Emeritus Claus J. Nielsen und Prof. Armin Wisthaler, Universität Oslo). Dieser fachliche Austausch führte zu zahlreichen konstruktiven Inputs, vertieften Diskussionen und dem Entschluss, das Modell zu überarbeiten und die Modellierung für die KVA Horgen mit angepassten Basisannahmen zu den Emissionen und innerhalb des Modells neu durchzuführen. Diese Arbeiten sind zwischenzeitlich abgeschlossen und die Immissionsmodellierungen liegen sowohl für die KVA Horgen als auch für die KVA Linth vor. Das Modell steht ab sofort weiteren Emittenten jederzeit zur Verfügung.

5.2.2. Modell

Das im Auftrag des ZAR CO₂ Kompetenzzentrums durch die TU-Graz entwickelte Modell und die dabei getroffenen Annahmen sind im beigelegten Bericht der TU-Graz detailliert beschrieben. Hier wird deshalb auf eine detaillierte Beschreibung verzichtet und nur das Wichtigste zusammengefasst.

Die Windfelder wurden mit dem Modell GRAMM (GRAZ Mesoscale Model) berechnet und durch die Firma ECOLOT bereitgestellt. Die Ausbreitung verschiedener Spezies wurde mit dem Lagrange'schen Partikelmodell GRAL (GRAZ Lagrangian) gerechnet. Dabei wurde eine vereinfachte Atmosphärenchemie spezifisch für die CO₂-Abscheidung mittels MEA implementiert. Vereinfacht zusammengefasst wurden dabei folgende Ausbreitungen berechnet:

- Ausbreitung von MEA und reaktiver Abbau zum MEA-Radikal (MEA*) und Deposition
- Ausbreitung von Diethanolamin (DEA) als Proxy für sekundäre Amine sowie dessen reaktiver Abbau zum DEA-Radikal
- Inerte Ausbreitung von direkt emittierten Nitraminen und Nitrosaminen ohne atmosphärischen Abbau
- Inerte Ausbreitung von Acetaldehyd und Formaldehyd sowie deren Deposition
- Bildung von Nitraminen als konstanter Anteil aus den berechneten MEA-Radikal-Konzentrationen

Mit diesem Vorgehen lassen sich die maximal zu erwartenden Nitramin + Nitrosamin Immissionskonzentrationen in Umgebungsluft rund um die Anlage abschätzen. Diese Art der Modellierung stellt jedoch eine Vereinfachung der realen Situation dar. Die wichtigsten Vereinfachungen bzw. Einschränkungen sind:

- Es wurde keine photolytische Zersetzung von gebildeten oder direkt emittierten Nitraminen oder Nitrosaminen berücksichtigt. Insbesondere Nitrosamine werden in der Realität mit Sonnenlicht rasch zersetzt.
- Die Bildung von Nitraminen aus MEA in der Abgasfahne startet in der Modellierung direkt am Kamin. In der Realität findet diese Reaktion erst verzögert mit einigem Abstand zum Kamin – nach Durchmischung mit Umgebungsluft – statt. Damit die Reaktion stattfinden kann, müssen MEA, OH-Radikale und NO₂ vorhanden sein. OH-Radikale sind anfangs in der Abgasfahne nicht vorhanden. Sie werden in der Atmosphäre mit Ozon gebildet. Ozon, das in die Abgasfahne diffundiert, reagiert jedoch bevorzugt mit emittiertem NO zu NO₂.

Hinzu kommt, dass in der Fahne bei einem typischen KVA-Abgas wesentlich mehr NO als NO₂ enthalten ist. Gebildete MEA-Radikale reagieren dadurch bevorzugt mit NO, was zur Bildung von Nitrosaminen führt, welche nicht stabil sind und sich sofort wieder zersetzen. Diese Mechanismen führen in der Realität dazu, dass die MEA-Radikal-Bildung in Kaminnähe stark unterdrückt ist, weshalb das Modell die Nitramin-Konzentrationen in Kaminnähe überschätzen dürfte.

- Die Bildung von Nitraminen aus den gebildeten MEA-Radikalen mit NO₂ wurde mit einem konstanten Konversionsfaktor berechnet.
- Die berechnete Dimethylamin-Radikal-Konzentration DMA* wurde als Proxy für die daraus maximal entstehende Nitrosamin-Konzentration verwendet. In Realität reagiert ein Teil davon auch zu unkritischen Verbindungen.
- Die atmosphärenchemischen Berechnungen des Modells sind nicht mit Messungen validiert. Dies trifft auch auf alle anderen Ausbreitungsmodelle zu.

Für Modellierung wurden die folgenden Emissionen am Kamin verwendet. Die Emissionen wurden als konstant über das ganze Jahr angenommen.

- MEA - zwei Szenarien modelliert: 1 mg/Nm³ und 5 mg/Nm³
- DMA: 0.1 µg/Nm³
- Nitrosamine + Nitramine: 1 µg/Nm³
- Formaldehyd 5 mg/Nm³
- Acetaldehyd 5 mg/Nm³

5.2.3. Ergebnisse

Die Modellierungen bei der KVA Horgen und der KVA Linth ergaben ähnliche Ergebnisse. Bei der KVA Horgen läuft aktuell der Bewilligungsprozess basierend auf den Resultaten der Ausbreitungsrechnung.

Hier wird auf eine Auswahl von Ergebnissen gezeigt, die für die KVA Linth erhalten wurden. Eine ausführliche Darstellung ist im Bericht der TU-Graz zur Modellierung zu finden.

Die resultierende Luft-Immissionskonzentration von MEA in der Umgebung der KVA Linth im Jahresmittel bei einer MEA-Emission von 1 mg/Nm³ ist in Abbildung 16 dargestellt. Die Maxima treten am bewaldeten Berghang oberhalb der Anlage auf; die höchste Konzentration beträgt 0.016 µg/m³. Dieser Wert ist als unkritisch einzustufen. Zur Einordnung: In Grossbritannien wird für MEA ein 'long-term environmental assessment value', was eine erlaubte Immissionskonzentration im Tagesmittel darstellt, von 0.1 mg/m³ verwendet.

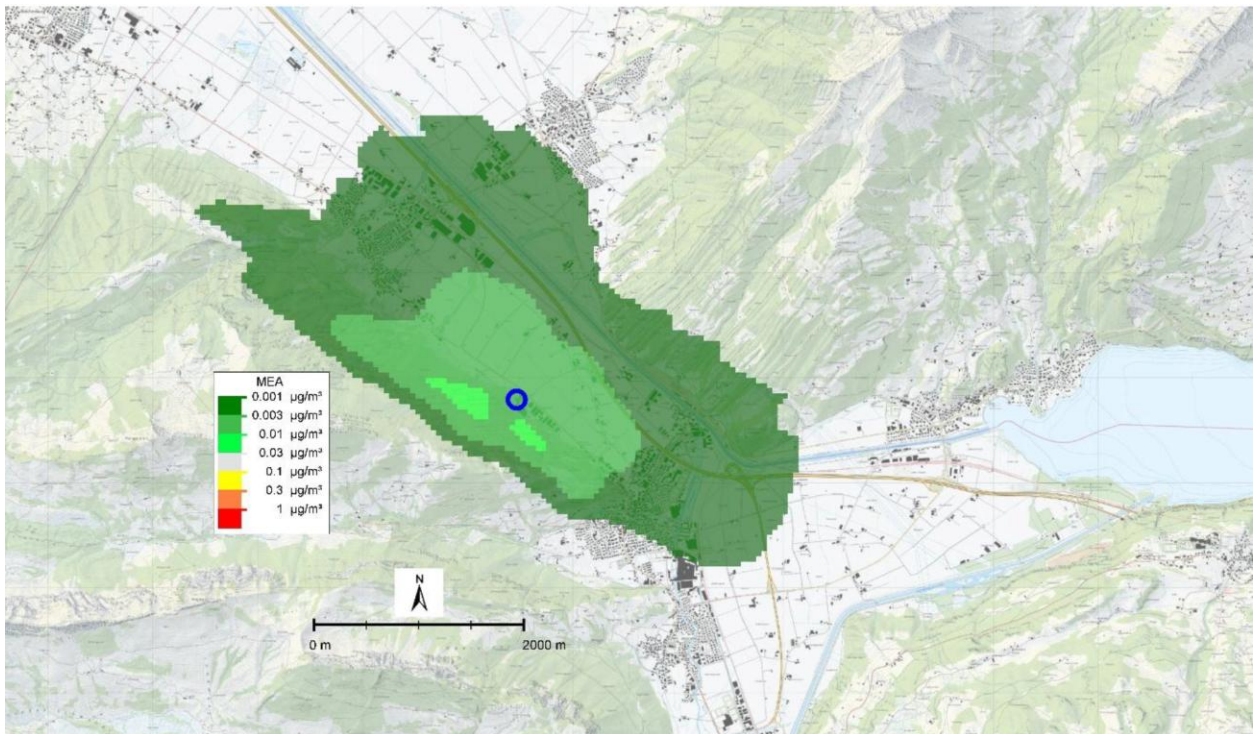


Abbildung 16: Simulierter MEA-Jahresmittelwert in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im nahen Umfeld der KVA Linth

Die Konzentration des aus dem emittierten MEA durch Reaktion mit OH-Radikalen gebildeten MEA-Radikals MEA* ist in Abbildung 17 dargestellt. Interessant zu sehen ist dabei, dass die Konzentrationsmaxima von MEA* nicht an den gleichen Orten wie beim MEA auftreten, obwohl es daraus entsteht. Dieser Effekt kommt zustande, weil zwischen Tag und Nacht photochemische Prozesse sowie die dominierenden Windrichtungen ändern. Dies verdeutlicht, dass die Simulation der atmosphärenchemischen Prozesse wichtig ist und nicht einfach eine konstante Umwandlungsrate angenommen werden sollte.

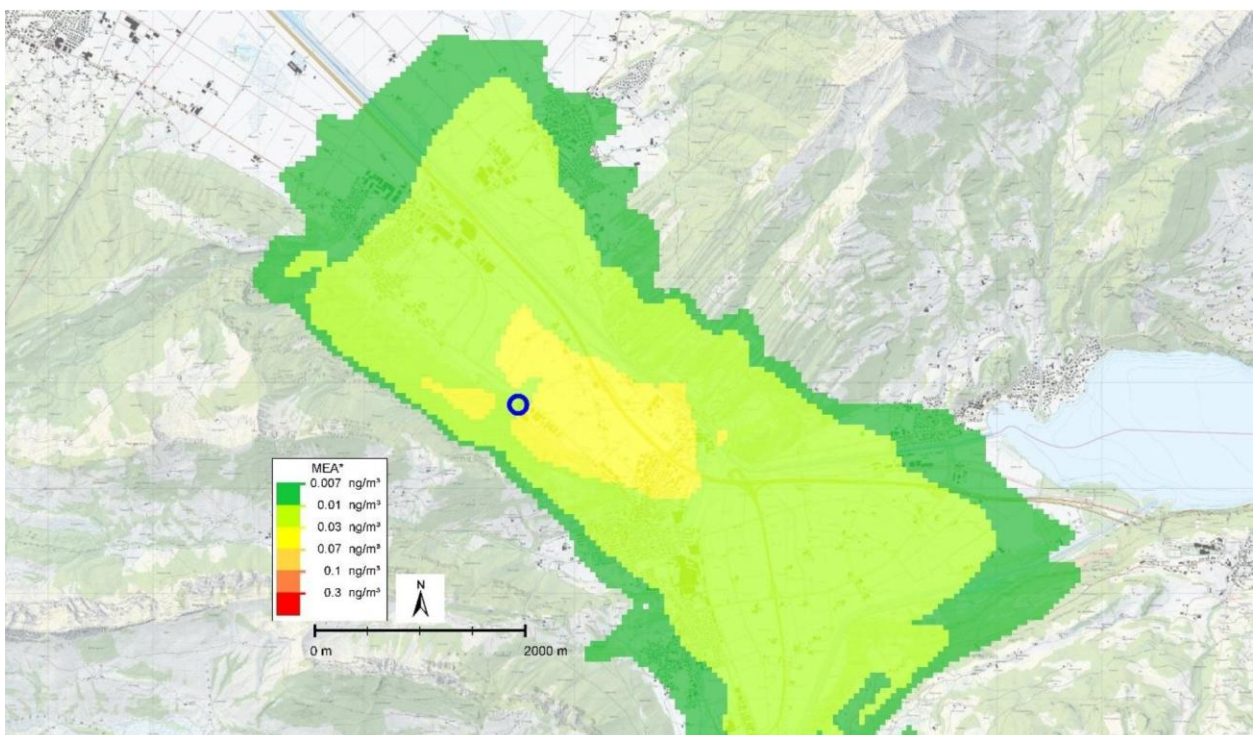


Abbildung 17: Simulierter MEA-Radikal-Jahresmittelwert in ng/m^3 im nahen Umfeld der KVA Linth

Das für die lufthygienische Umweltbeurteilung wichtigste Resultat ist der Abbildung 18 zu entnehmen. Sie zeigt die jahresdurchschnittliche Zusatzbelastung durch Nitramine und Nitrosamine in der Umgebung der KVA Linth als Summenparameter. Die Summe setzt sich zusammen aus:

- Nitraminen die aus dem MEA über das MEA-Radikal gebildet werden
- DMA*-Konzentration als Proxy für maximale Nitramin + Nitrosamin Konzentration aus sekundären Aminen
- Nitraminen + Nitrosaminen, die direkt emittiert werden

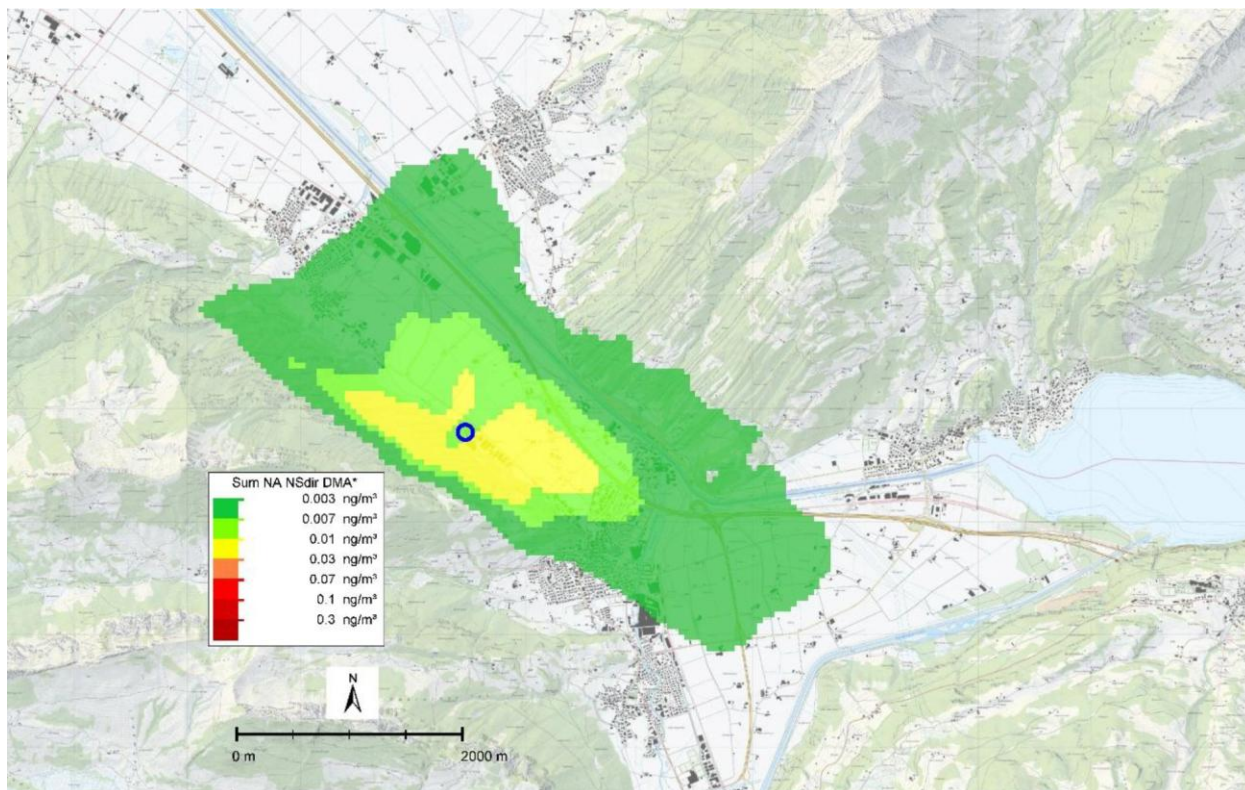


Abbildung 18: Jahresmittelwert der summierten Nitramin und Nitrosamin Zusatzbelastungen durch die CO₂-Abscheidung mittels Aminwäsche im nahen Umfeld der KVA Linth für MEA-Emissionen von 1 mg/Nm³

Bei der angenommenen, konstanten MEA-Emission von 1 mg/m³ ergibt sich für die Summe ein Wert von 0.022 ng/m³ am Ort der maximalen Immission. Das Maximum liegt in rund 500 m Entfernung zum Kamin. Damit würde der risikobasierte Zielwert des BAFU von 0.03 ng/m³ eingehalten. Bei höheren MEA-Emissionen von 5 mg/m³, aber gleichbleibenden direkten Nitramin und Nitrosamin Emissionen, liegt die maximale Immissionskonzentration im Jahresmittel bei 0.0479 ng/m³ und damit über dem Zielwert.

Wie die Behörden diese Modellierung beurteilen und die Resultate einordnen werden, ist offen. Für weitere Resultate, wie Depositionsraten, Aldehydausbreitung, Rezeptorkonzentrationen etc., wird auf den Bericht zur Modellierung verwiesen.

Interessant ist es, die erhaltenen Ergebnisse im Kontext zu im Ausland durchgeführten Modellierungen zu betrachten. In Tabelle 2 sind Resultate der Ausbreitungsmodellierungen für sechs Projekte im Ausland mit den wichtigsten Annahmen und den Hauptergebnissen aufgeführt. Die dort angenommenen Amin-Emissionen liegen im Bereich 0.3-5.5 mg/m³ und die direkt emittierten Nitramine + Nitrosamine bei 0.2-3.5 µg/m³. Die für die Modellierung durch die TU-Graz verwendeten Emissionen liegen somit in einem ähnlichen Bereich.

Die berechneten Immissionen reichen über zwei Grössenordnungen verteilt von 0.003 ng/m³ bis hin zu 0.47 ng/m³. Was zu diesen grossen Unterschieden führt, kann an dieser Stelle nicht beurteilt werden. Von den sechs Projekten setzen drei MEA ein und diese drei Projekte weisen die tiefsten modellierten Immissionen in der Liste auf. Dies bestätigt, dass MEA aus Sicht der Umweltaspekte eine sinnvolle Wahl sein kann (siehe auch Abschnitt 4.1.1). Der Schweizer Zielwert würde bei 5 von den 6 aufgeführten Projekten überschritten. Die Auswahl der Projekte in der Tabelle ist jedoch nicht repräsentativ, sondern widerspiegelt die öffentliche Verfügbarkeit von aktuellen Modellierungsergebnissen.

Tabelle 2: Beispiele von Ausbreitungsmodellierungen in anderen Ländern mit den wichtigsten Annahmen und Resultaten

Land / Anlage	Modell	Amin(e)	Annahme Emissionen am Kamin in die Atmosphäre (nur Amine und N-Amine aufgeführt)	modellierte Immissionen Luft (Nitrosamine + Nitramine, Jahresmittelwert am Ort maximaler Immission)
KVA in England (Encyclis Limited) ⁶¹	ADMS 6	MEA	Amine: 5 mg/ Nm3 Nitrosamine + Nitramine: 0.2 µg/Nm3	0.003 ng/m3
Gaskraftwerk in England (Keadby 3) ⁶²	ADMS 5.2.2	für Modellierung: MEA/DMA	Amine: 5.5 mg/Nm3 Nitrosamine + Nitramine: 2 µg/Nm3 als NDMA	mit MEA: von Direktemissionen: 0.08 ng/m3 Indirekte Bildung: 0.022 ng/m3 'mid-point values' für Reaktionskonstanten, branching ratios etc verwendet. Worst-case Annahmen ergeben höhere Immissionen.
Gaskraftwerk in England (Immingham)	ADMS 6	proprietär	Amine 0.3 mg/Nm3 Nitrosamine + Nitramine 1.3 µg/Nm3	0.164 ng/m3
KVA in Schweden (Öresundskraft) ⁶³	ADMS 5	'worst-case amine'	0.4 ppmvol Amin 0.58 wt% Nitrosamin	0.21 ng/m3
Biomassekraftwerk in England (Drax) ⁶⁴	ADMS 6.0.0.1	proprietär	primäre Amine: 2.5 mg/Nm3 sekundäre/tertiäre Amine: 1.5 mg/Nm3 Nitrosamine: 3 µg/Nm3 Nitramine: 0.5 µg/Nm3	at emission limit: 0.47 ng/m3 likely scenario: 0.05 ng/m3
Gaskraftwerk in England (Teesside) ⁶⁵	ADMS 5.2	für Modellierung: MEA/DMA	MEA: 5.5 mg/Nm3 Nitrosamine + Nitramine: 2 µg/Nm3	mit MEA: von Direktemissionen: 0.07 ng Indirekte Bildung: 0.04 ng/m3 'mid-point values' für Reaktionskonstanten, branching ratios etc verwendet. Worst-case Annahmen ergeben höhere Immissionen.

5.3. Immissionen in Umweltkompartimente und deren Messung

5.3.1. Luft

Immissionsmessungen von Nitrosaminen und Nitraminen in Umgebungsluft im Kontext der CO₂-Abscheidung mittels Aminwäsche vor und während dem Betrieb einer allfälligen Grossanlage wären wichtig. Damit könnten Vorbelastungen vor Inbetriebnahme einer Aminwäsche bestimmt werden, während dem Betrieb allfällige Anstiege der Belastung detektiert werden, und die Ausbreitungsmodellierung überprüft und validiert werden. **Messungen im Bereich des Immissions-Zielwerts von 0.03 ng/m³ sind jedoch in Ermangelung ausreichend empfindlicher Messverfahren Stand heute nicht möglich.**

Trotzdem wurde hier mit einem Messversuch im Aussenbereich der KVA Linth evaluiert, was mit verfügbarer Messtechnik in der Schweiz machbar ist. Ziel war es, erste eigene Erfahrungen hinsichtlich erreichbarer Nachweisgrenzen und auftretender Probleme zu sammeln, sowie dieses Thema bei Schweizer Anbietern bekannt zu machen.

Die Probenahme mittels ThermoSorb[®]-N Kartuschen wurde durch die Firma Airmes durchgeführt und die anschliessende Elution und Analyse mittels Gaschromatographie mit Thermischer Energieanalyse (GC-TEA) durch das Labor Veritas. Details zu diesen Messungen sind im Anhang B, Abschnitt 18.2 sowie im beigelegten separaten Bericht aufgeführt. Es wurde eine rechnerische Nachweisgrenze für Einzelverbindungen von 0.24 ng/m³ erzielt, wobei die Probenahmekartuschen ausserhalb der Lieferantenspezifikationen bezüglich Probenahmedauer und Luftfeuchtigkeit verwendet wurden. Dadurch entstehen Unsicherheiten zur Verlässlichkeit der Resultate.

Die naheliegendste Methode zur Senkung der Nachweisgrenze wäre eine weitere Verlängerung der Probenahmedauer. Dies ist jedoch unter anderem deshalb heikel, da beim Einsatz einer Aminwäsche immer eine deutlich höhere Konzentration von Aminen als von Nitrosaminen in der Luft zu erwarten ist. Diese Amine können dann während der Probenahme zu Nitrosaminen reagieren und so falsch positive Ergebnisse liefern. Dieser Aspekt muss vertieft untersucht werden und macht deutlich, wieso eine Verlängerung der Probenahmedauer ohne die Konsequenzen zu untersuchen nicht möglich ist.

Mittels empfindlicherer analytischer Verfahren (GC-MS/MS) konnten bei Messversuchen im Technology Centre Mongstad (TCM) mittels denselben ThermoSorb Kartuschen durch die tieferen Bestimmungsgrenzen des Messgeräts (0.05 ng/Kartusche) zumindest theoretisch tiefere Nachweisgrenzen erreicht werden. Versuche mit unbeladenen Kartuschen zeigten dort jedoch Messartefakte bei solch tiefen Beladungen, so dass die Nachweisgrenze auch dort mit 1.02 ng/Kartusche und die Bestimmungsgrenze mit 2.90 ng/Kartusche angegeben wurden.³ Dies entspricht bei den dort maximal verwendeten 5h Beladung bei 2 L/min Durchflussrate einer Nachweisgrenze von 1.6 ng/m³ und einer Bestimmungsgrenze von 4.8 ng/m³. Diese Werte gelten zudem jeweils für Einzelverbindungen. Die Schweizer Zielwertkonzentration von 0.03 ng/m³ in Luft bezieht sich auf die Summe von allen zu erwartenden Nitrosaminen und Nitraminen; die Bestimmungsgrenze für die Einzelverbindungen müsste dementsprechend noch deutlich tiefer liegen. Somit ist eine Überprüfung der Zielwertkonzentration mit dieser Art der Messung Stand Heute nicht möglich.

Eine Messung im Bereich 0.03 ng/m³ ist gemäss Aussagen eines Gerätelieferanten (Tofwerk, Schweiz) und eines Anbieters von Messungen mit Erfahrung in der Nitrosaminanalytik (Advanced

Monitoring Solutions, Norwegen) auch mittels online – Massenspektrometrie Stand Heute nicht möglich.

5.3.2. Boden

Eine direkte Messung der Nitrosamin- und Nitraminkonzentration in Boden im erwarteten, tiefen Konzentrationsbereich ist gemäss Aussagen von Experten vom Forschungsinstitut SINTEF in Norwegen kaum möglich. Dies aufgrund der komplexen Matrix, welche zu deutlich höheren Nachweisgrenzen als bei Wasserproben führen würde. Es wurde daher im Rahmen des CO₂ Kompetenzzentrums auf Messversuche in Bodenproben verzichtet.

5.3.3. Wasser

Die Überwachung der Schadstoffkonzentration insb. von Nitrosaminen in Gewässern in der Umgebung von Aminwäsche-CO₂-Abscheideanlagen ist relevant. Bei Projekten in Norwegen hat sich gezeigt, dass sich gemäss Simulationen relevante Konzentrationen in Trinkwasserseen in näherer Umgebung von solchen CO₂-Abscheideanlagen ansammeln könnten^{66,67}. Es gibt jedoch auch andere Quellen für Nitrosamine in der Umwelt. So wurden in der Schweiz insbesondere in Abwässern industrieller Betriebe bei Untersuchungen der EPFL (F. Breider) und EAWAG (U. von Gunten) erhebliche Konzentrationen dieser kanzerogenen Stoffe in den Zuläufen zu verschiedenen Kläranlagen (ARA) nachgewiesen. Es wurden u.a. die beiden Verbindungen N-Nitrosodimethylamin und Nitrosomorpholin mit 975 µg NDMA/L resp. 710 µg NMOR/L in Konzentrationen nachgewiesen, die um zwei bis fünf Grössenordnungen über den typischen Werten kommunaler Abwässer liegen⁶⁸. Vor diesem Hintergrund ist es besonders relevant, allfällige Vorbelastungen von Gewässern bereits vor Inbetriebnahme einer Abscheidung zu kennen, um später zu sehen, ob diese beim Betrieb einer Aminwäsche allenfalls ansteigen.

Vor diesem Hintergrund wurden durch das CO₂-Kompetenzzentrum mehrere Wasserproben aus Gewässern/Trinkwasserfassungen in der Umgebung der beiden KVA Horgen und Linth auf Nitrosamine untersucht, um eine allfällige Grundbelastung mit Nitrosaminen von möglicherweise später hinzukommenden Einträgen infolge einer aminbasierten CO₂-Abscheidung abgrenzen zu können.

Die Probenahmen erfolgten an folgenden Stellen:

- Kniebrecherbach (kleines Fliessgewässer in unmittelbarer Nähe der KVA Horgen)
- Pumpwerk Feld Niederurnen (Grundwasser-Pumpstation) vor der Behandlung mit UV-Licht
- Reservoir Bleiche Niederurnen (Quellfassung) vor der Behandlung mit UV-Licht

Die Probenahme erfolgte am Kniebrecherbach durch die Mitarbeiter des ZAR-Kompetenzzentrums. Bei der Probenahme in Niederurnen konnte auf die Unterstützung des Brunnenmeisters der Gemeinde Glarus Nord zurückgegriffen werden.

Alle Wasserproben wurden in Braunglasflaschen mit Schliffstopfen per Post an das beauftragte Labor (EPFL in Lausanne) geschickt. Der Sendung wurde zudem eine leere Probenflasche beigefügt, die im Labor mit Reinstwasser befüllt und deren Inhalt dann ebenfalls analysiert wurde. Auf diese Weise sollten allfällige Kontaminationen der Probenflaschen, aber auch im Laufe der Probenvorbereitung und Messung eingeschleppte Verunreinigungen erkannt werden. In einer ersten Messkampagne mit noch grösserem Probenumfang wurden aufgrund von

Verunreinigungen falsch positive Messergebnisse erzielt (hier nicht gezeigt), was zeigt wie empfindlich Messungen in diesem Konzentrationsbereich sind.

Die Resultate der Messungen sind in nachfolgender

Tabelle 3 aufgeführt.

Tabelle 3: Ergebnisse der Bestimmung von Nitrosaminen in Quell- bzw. Trinkwasserproben aus der Umgebung der KVA Horgen (HO) bzw. KVA Linth (LI). Verfahren: LVI-GC-MS/MS. NG: Nachweisgrenze, BG: Bestimmungsgrenze.

		NG	BG	HO_01_rep	LI_03	LI_04	LI_05
				Kniebrecherbach Horgen	Pumpwerk Feld Niederurnen vor UV-Behandlung	Reservoir Bleiche Niederurnen vor UV-Behandlung	Leere Probenflasche Blindprobe
		ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L
NDBA	N-nitrosodibutylamine	0.7	2.2	<0.7	<0.7	<0.7	<0.7
NDEA	N-nitrosodiethylamine	0.7	2.2	<0.7	<0.7	<0.7	<0.7
NDMA	N-nitrosodimethylamine	1.8	5.3	<1.8	<1.8	<1.8	<1.8
NDPhA	N-nitrosodiphenylamine	0.9	2.6	<0.9	<0.9	<0.9	<0.9
NDPA	N-nitrosodi-n-propylamine	0.8	2.3	<0.8	<0.8	<0.8	<0.8
NMEA	N-nitrosomethylethylamine	1.8	5.3	<1.8	<1.8	<1.8	<1.8
NMOR	N-nitrosomorpholine	0.7	2.2	<0.7	<0.7	<0.7	<0.7
NPIP	N-nitrosopiperidine	0.8	2.3	<0.8	<0.8	<0.8	<0.8
NPYR	N-nitrosopyrrolidine	0.7	2.1	<0.7	<0.7	<0.7	<0.7
SUMME		8.8	26.4	0.0	0.0	0.0	0.0

Im Analysenumfang berücksichtigt wurden typische Vertreter der Verbindungsklasse, die sich bislang als relevant bei industriellen Emissionen erwiesen haben. Der grundsätzlich interessante Summenparameter, mit dem alle Nitroso-Verbindungen unspezifisch erfasst werden, konnte aus labortechnischen Gründen in dieser Kampagne leider nicht bestimmt werden.

In den untersuchten Wasserproben lag die Konzentration aller gemessenen Nitrosamine erfreulicherweise unterhalb der Nachweisgrenze (NG) des eingesetzten analytischen Verfahrens. Dasselbe gilt für die im Labor vorbereitete Blindwert-Probe.

Hieraus lässt sich jedoch nicht a priori ableiten, dass in den Wasserproben «keine Nitrosamine enthalten sind». Im Falle einer vorgesehenen Anwendung von Piperazin (z.B. im Amin-Mix CESAR1 oder im Lösungsmittel von Shell Cansolv) müsste beispielsweise das dazugehörige Nitrosopiperazin zwingend in das vorgängige Umweltmonitoring einbezogen werden.

Die Resultate der Messkampagne verdeutlichen allerdings ein Problem bei der Festlegung und Überwachung eines Grenzwerts, der als Summenparameter aus einer Vielzahl von Verbindungen berechnet wird, deren Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) liegen und damit nicht quantitativ messbar sind:

- Liegen einzelne Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze, wird bei der Bildung von Summenparametern in gängiger Praxis eine Konzentration von $0.5 \times BG$ je Einzelverbindung als Wert berücksichtigt. Diese Vorgehensweise soll konservativ die Tatsache abbilden, dass eine Konzentration unterhalb der Bestimmungsgrenze nicht zwingend bedeuten muss, dass die jeweilige Verbindung nicht in der Probe enthalten ist.
- Im vorliegenden Fall ist die Nachweisgrenze für jedes einzelne Nitrosamin kleiner als die halbe Bestimmungsgrenze. Auch dieser Umstand verdeutlicht, dass eine Aufsummierung von $0.5 \times BG$ einer jeden Einzelverbindung nicht plausibel wäre.
- Die Grösse des Summenparameters hängt bei einer Umrechnung von Nachweis- oder Bestimmungsgrenzen in Konzentrationen mit Werten > 0 auch von der Anzahl der untersuchten Verbindungen ab. Dies steht möglicherweise der Bereitschaft von Antragstellern

zu einem breit angelegten «Screening» von Umweltproben entgegen, da dann Grenz- bzw. Zielwerte nur erschwert oder gar nicht eingehalten werden können.

- Die unterschiedliche Toxizität verschiedener Nitrosamine wird bei der Bildung des Summenparameters bislang ebenfalls nicht berücksichtigt.
- Im vorliegenden Untersuchungsfall würde selbst bei einer Gewichtung von $0.5 \times \mathbf{NG}$ die resultierende Gesamtkonzentration von 4.4 ng/L zu einer Überschreitung des norwegischen Zielwerts von 4 ng/L als zulässige Summe aller Nitrosamine in Trinkwasser führen.

Es ist festzuhalten, dass das Labor bei der EPFL kein akkreditiertes Auftragslabor darstellt. Weitere Laboratorien wie die Labor Veritas AG in Zürich bieten einen vergleichbaren Analysenumfang an. Im Rahmen einer Messkampagne für Abluftmessungen wurden beim Labor Veritas auch Wasserproben untersucht (siehe Abschnitt 5.3.1); dabei wurde jedoch eine um rund zwei Größenordnungen höhere Nachweisgrenze von 300 ng/L erzielt, was für die vorliegende Anwendung nutzlos ist. Hier ist zu hoffen, dass zukünftig auch akkreditierte Auftragslabore das nötige Know-How aufbauen, um tiefere Nachweisgrenzen zu erreichen.

Nitrosamine in Trinkwasser sind seit langem international ein Thema und dementsprechend sind die Messmethoden grundsätzlich bekannt.⁶⁹ Die Nachweisgrenzen bewegen sich jedoch nah an den tolerierbaren Schadstoffkonzentrationen und die Verfügbarkeit von akkreditierten Messangeboten im nötigen Konzentrationsbereich scheint in der Schweiz noch nicht gegeben. Trotzdem scheint in Wasserkompartimenten eine Überwachung möglich und sinnvoll.

5.4. Lufthygienische Bewilligung

Die in Kapiteln 5.1-5.3 besprochenen Themen sind relevant für die Bewilligungsfähigkeit einer Aminwäsche-CO₂-Abscheideanlage mit Bezug auf die im Vollzug bisher noch nicht geregelten Emissionen. Viele der Schadstoffe sind in der Schweiz noch nicht mittels LRV-Grenzwerten geregelt und es gibt noch keine bundesweite Vollzugshilfe, so dass die Anforderungen für ein bewilligungsfähiges Projekt nicht eindeutig geregelt sind. In vielen anderen Ländern ist die Ausgangslage ähnlich, jedoch gibt es in einigen Ländern bereits klarere Vorgaben und bewilligte bzw. umgesetzte Projekte. Bevor auf die Situation in der Schweiz eingegangen wird, werden hier daher kurz einzelne Beispiele von Projekten aus anderen Ländern aufgezeigt. Dies soll einen Einblick in die Vorgehensweise und Anforderungen in Ländern zu geben, in welchen entsprechende Anlagen bereits bewilligt wurden.

5.4.1. Beispiele aus dem Ausland

England

England kennt wie die Schweiz bislang keine Emissionsgrenzwerte für die spezifischen Emissionen aus CC-Anlagen mittels Aminwäsche. Es wurden jedoch sogenannte 'environmental assessment levels' (EAL) für relevante Verbindungen aus Aminwäschen erarbeitet. Diese EAL definieren maximal zulässige Immissionskonzentrationen in der Umgebung, die aus einem Projekt resultieren dürfen. Die erlaubte Luftkonzentration im Jahresmittel (long-term EAL) beträgt z.B. 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für MEA und 0.2 ng/m^3 für NDMA.⁷⁰

Der Projektentwickler muss aufzeigen, dass diese EAL durch das Projekt nicht überschritten werden. Dazu ist eine Dispersionsmodellierung mit Atmosphärenchemie nötig. Das EAL für NDMA wird aufgrund limitierter Datenverfügbarkeit bei anderen Nitrosaminen als Proxy für alle

Nitrosamine verwendet. Auch beim Einsatz von proprietären Aminen müssen alle Lösungsmittelbestandteile und mögliche Zersetzungsprodukte, die am Kamin zu erwarten sind, bekannt gegeben werden.⁷¹

Als Fallbeispiel sei hier das Projekt von Encyclis (Protos) aufgeführt. Es handelt sich um das erste grossskalige CCS Projekt an einer KVA in England. Der Anlagenlieferant ist Kanadevia Inova und als Amin wird Monoethanolamin eingesetzt. Die Anlage soll 370 kt_{CO2}/Jahr abscheiden und die Umweltbewilligung liegt bereits vor. Die Dispersionsmodellierung wurde mit dem Modell ADMS 6 durchgeführt. Die angenommenen Emissionen betragen 5 mg/Nm³ Amine, 0.1 ug/Nm³ Nitrosamine und 0.1 ug/Nm³ Nitramine. Damit resultierten modellierte Immissionen von Nitrosaminen und Nitraminen von lediglich 0.003 ng/m³, womit der EAL locker eingehalten wurde und auch der Zielwert in der Schweiz eingehalten würde (siehe weiter unten). Viele weitere Details inklusive Monitoring-Anforderungen und Anforderungen zum Stand der Technik sind in den Bewilligungsdokumenten zu finden.⁶¹

Norwegen

In Norwegen ist die Vorgehensweise ähnlich wie in England. Das 'Norwegian Institute of Public Health' hat 2011 eine Empfehlung für maximale Konzentration von Nitrosaminen und Nitraminen in Luft und Trinkwasser berechnet. Sie basiert auf einem tolerierbaren Krebsrisiko bei lebenslanger Exposition von 10⁻⁶ in Trinkwasser und 10⁻⁵ in Luft. Die Berechnungen wurden für das Nitrosamin NDMA durchgeführt. Die dabei berechneten Werte werden für die Summe aller Nitrosamine und Nitramine angewendet und betragen 0.3 ng/m³ in Luft und 4 ng/L in Trinkwasser im Jahresmittel.⁷² Die unterschiedliche Toxizität der Nitrosamine und Nitramine wird damit nicht berücksichtigt und die konservative Annahme getroffen, dass alle Verbindungen so toxisch sind wie NDMA.

Zur Bewilligung eines Projekts muss mittels einer Ausbreitungsmodellierung die Einhaltung dieser Werte aufgezeigt werden. Dabei wird auch die erwartete Konzentration in umliegenden Gewässern modelliert.^{67,73} Dabei zeigte sich, dass die Einhaltung des Trinkwasserwertes kritischer sein kann als die Einhaltung der Luftkonzentration.⁷⁴ Dies ist teilweise dem Umstand geschuldet, dass die Abbauprozesse der Verbindungen wenig erforscht sind und deshalb konservative Annahmen getroffen werden müssen. Um diese Situation zu verbessern, wird in Norwegen aktiv an diesen Themen geforscht: der Abbau in der Umwelt wird untersucht, die Modellierung in Gewässern vorangetrieben und auch ein neues Modell für die Ausbreitungsmodellierung entwickelt, welches erstmals validiert werden soll. Dazu sind Flüge durch die Abgasfahne mit einem Helikopter, der mit einem Massenspektrometer ausgestattet wird, geplant.⁶⁶

Bei der KVA in Oslo wurde die Ausbreitung in Luft mittels zwei Modellierungen berechnet⁷⁴ sowie die Konzentration in umliegenden Gewässern modelliert.⁶⁷ Unter Verwendung der konservativeren Resultate betrug die maximal erlaubte Aminemission 0.2 ppmV und wurde durch die resultierende Konzentration in einem naheliegenden Trinkwassersee bestimmt.

Beim Zementwerk von Heidelberg Materials in Brevik ist kürzlich eine grosse Aminwäsche der Firma SLB Capturi in Betrieb gegangen. Die Betriebsbewilligung macht strikte Emissionsbegrenzungen, einige davon sind in Tabelle 4 vereinfacht zusammengefasst. Erwähnenswert ist die Grenzwertfestlegung als Tagesdurchschnitt, was indirekt nach einer kontinuierlichen Messung verlangt. Dies wäre im verlangten Konzentrationsbereich nur mittels Massenspektrometrie machbar; ob eine entsprechende Messung umgesetzt wurde, ist aktuell nicht bekannt.

Tabelle 4: erlaubte Emissionskonzentrationen gemäss Bewilligung beim Projekt CCS Brevik bei einem Zementwerk in Oslo.⁷⁵

Stoff	Emissionsgrenzwert (Tagesdurchschnitt)
Amine gesamt	1 mg/Nm ³
Sekundäre Amine	0.06 mg/Nm ³
Tertiäre Amine	0.005 mg/Nm ³
Nitrosamine gesamt	0.6 µg/Nm ³
Nitramine gesamt	0.1 µg/Nm ³
Aldehyde gesamt	20 mg/Nm ³
Ketone / Aceton	10 mg/Nm ³
Ammoniak	85 mg/Nm ³

Zusätzlich sind die erlaubten Jahresfrachten der aufgeführten Verbindungen begrenzt.

Dänemark

In Dänemark sind die Vorgaben der Umweltbehörde leicht anders aufgebaut. Es werden sogenannte 'contribution values' (C-values) verwendet. Dies sind ebenfalls immissionsseitige Schadstoffkonzentrationen, die einzeln oder in Summe nicht überschritten werden dürfen. Ein Unterschied zu Norwegen, England oder der Schweiz ist, dass diese Werte für viele einzelne Verbindungen (Amine, Nitrosamine, Nitramine) berechnet wurden.^{76,77} Dadurch sind z.B. für Nitrosamine, von denen man weiss, dass sie deutlich weniger stark krebserregend sind als NDMA, entsprechend auch höhere Immissionskonzentrationen zulässig. So beträgt z.B. der C-Value für NDMA 7 ng/m³, derjenige für N-Nitrosopiperazin 400 ng/m³.⁷⁷

Ein aktuelles bewilligtes Beispielprojekt aus Dänemark ist die CO₂-Abscheidung des Asnæs Biomassekraftwerks, welche Teil des Kalundborg CO₂ Hub Projekts von Ørsted ist. Bei der im Bau befindlichen Anlage von SLB Capturi sollen ab 2026 rund 280 kt/a CO₂ abgeschieden werden. Auch bei diesem Projekt wurden die erwarteten zusätzlichen Schadstoffkonzentrationen in Gewässern im Umkreis von 15 km um die Anlage modelliert. Die erlaubten zusätzlichen Emissionen aus der Aminwäsche sind aufgrund der detaillierteren Beurteilung von Einzelverbindungen etwas komplizierter geregelt. So werden die Stoffe in Gruppen und Klassen aufgeteilt, wobei dann Grenzwerte für die Summe von gruppierten Verbindungen sowie teils für Einzelverbindungen gelten. In Tabelle 5 ist lediglich ein Auszug daraus aufgelistet – für die vollen Auflistungen wird auf die Bewilligungsunterlagen verwiesen.⁷⁸ Es fällt auf, dass die erlaubten Emissionen deutlich höher ausfallen als in England oder Norwegen. Für die Summenbildung werden nur die Stoffe berücksichtigt, welche oberhalb der Nachweisgrenze gemessen werden.

Tabelle 5: Auszug aus den Emissionsgrenzwerten als Stundenmittelwerte beim CC-Projekt des Asnæs Biomassekraftwerks (gemessen bei aktuellem Sauerstoffgehalt – nicht bezogen auf O₂-Referenzgehalt).

Hauptgruppe 2 Klasse I Emissionsgrenze 5 mg/Nm³ für die Summe der Stoffe	
Amine	Diethanolamin
	Ethylamin
	Methyldiethanolamin
	(Methylamino)ethanol
Hauptgruppe 1 Klasse I Emissionsgrenze 0.25 mg/Nm³ für die Summe der Stoffe	
Amin	Piperazin
Nitrosamin	N-Nitrosopiperazin
	N-Nitrosodiethanolamin
	N-Nitromethylamin
Hauptgruppe 1 Klasse I Emissionsgrenze 0.1 mg/Nm³ für die Summe der Stoffe	
Nitrosamine	Dimethylnitrosamin
	N-Nitrosodiethylamin
	N-Nitrosomethylethylamin
	Dinitrosopiperazin
	N-Methylnitrosamin
Nitramine	N-Nitrodimethylamin
	N-Nitrodiethylamin
	N-Nitroethanolamin
Hauptgruppe 1 Klasse II Emissionsgrenze 2.5 mg/Nm³ für die Summe der Stoffe	
Aldehyde / Ketone	Acetaldehyd
	Formaldehyd
Nitrosamin N-Nitrosodiethylamin enthalten in HG1 KLI: 0.035 mg/Nm³	
ACHTUNG: es ist nur ein exemplarischer Auszug dargestellt. Für die vollständige Liste wird auf die Bewilligungsdokumente verwiesen.	

Tabelle 6: Messintervalle zur Überprüfung der Emissionen gemäss Bewilligungsunterlagen beim CC-Projekt des Asnæs Biomassekraftwerks.

Stoff	Messintervall
NH₃	Kontinuierlich
Amine	Kontinuierlich + alle 2 Monate
Aldehyde / Ketone	Kontinuierlich + alle 2 Monate
Nitrosamine und Nitramine	Alle 2 Monate

5.4.2. Aktuelle Situation in der Schweiz

KVA und CO₂-Abscheidungsanlage sind gemäss Bundesamt für Umwelt infolge der funktionalen Abhängigkeit der Abscheidungsanlage von der CO₂-emittierenden KVA als eine Anlage zu qualifizieren. Anwendbar sind daher für die Gesamtanlage grundsätzlich die Bestimmungen der Luftreinhalte-Verordnung (LRV) zu den Anlagen zum Verbrennen von Siedlungs- und Sonderabfällen (Art. 3 Abs. 2 Bst. a i.V.m. Anhang 2 Ziff. 71 LRV). Die Behörde ordnet kontinuierliche Messungen und die Aufzeichnung weiterer Emissionen oder einer anderen Betriebsgrösse an, wenn Hinweise auf erhebliche Emissionen bestehen (Art. 13 LRV). Ergänzende Emissionsbegrenzungen für Schadstoffe, für welche die LRV keine Emissionsbegrenzung festlegt, sind durch die Behörde gemäss Art. 4 LRV festzulegen.

Für Nitrosamine und Nitramine existieren bislang keine Grenzwerte in der LRV. Die Emissionsbegrenzung für diese Schadstoffe ist daher aufgrund von Art. 4 LRV festzulegen.

Die Vorgehensweise ist dabei voraussichtlich ähnlich wie z.B. in Norwegen oder England. Das BAFU hat basierend auf einem zusätzlichen Krebsrisiko von 10⁻⁶ in der Bevölkerung und mittels toxikologischer Daten⁷⁹ für das Nitrosamin NDMA eine maximale tolerierbare jahresdurchschnittliche Luftkonzentration von 0.03 ng/m³ berechnet. Ähnlich wie in Norwegen wird der Wert als konservative Vereinfachung für die Summe aller Nitrosamine und Nitramine angewendet. Die Projekte werden durch die lokalen Bewilligungsbehörden (Standortkantone) beurteilt und bewilligt. Im Rahmen eines Baugesuchs ist für die Baubewilligung und Umweltverträglichkeitsprüfung eine geeignete Ausbreitungsmodellierung inklusive Atmosphärenchemie nötig. Damit muss aufgezeigt werden, dass die geforderte Immissionskonzentration mit den erwarteten / garantierten Emissionen am Kamin eingehalten werden kann. Dabei ist auch die Bildung von Nitrosaminen und Nitraminen in der Atmosphäre aus emittierten Aminen zu berücksichtigen. Die Emission von Aldehyden / Ketonen ist allenfalls auch zu berücksichtigen. Monitoringanforderungen müssen mit den Behörden abgestimmt werden. Zusätzlich können konkrete Massnahmen zur Emissionsbegrenzung, welche technisch und betrieblich möglich sind, gefordert werden.

Unklar ist die Situation bislang in Bezug auf den Umgang mit Schadstoffkonzentrationen in umliegenden Gewässern, welche durch Deposition emittierter Schadstoffe entstehen könnten. Hierzu gibt es bislang keine konkreten Anforderungen der Behörden was eine allfällige Modellierung oder einzuhaltende Schadstoffkonzentrationen betrifft. Dies steht im Gegensatz z.B. zu Norwegen, wo es auch für Wasser einen Zielwert gibt und entsprechende Modellierungen durchgeführt wurden.

Einordnend lässt sich sagen, dass die Vorgehensweise in der Schweiz vergleichbar ist mit anderen Ländern, in denen entsprechende Projekte bereits umgesetzt werden. Grundsätzlich ist eine Bewilligung mit den aktuellen Rahmenbedingungen möglich. Trotzdem verbleiben grosse Herausforderungen und Unterschiede zum Ausland, welche die Bewilligung eines Aminwäsche-Projekts zum jetzigen Zeitpunkt schwierig gestalten und zu erheblichen Unsicherheiten führen:

- i) Es gibt noch keine klaren, einheitlichen Vorgaben, auf die sich Projekteigner bei der Entwicklung des Projekts stützen können. Die jeweiligen lokalen Bewilligungsbehörden (Standortkantone) sind zuständig; von Bundesseite gibt es bislang noch keine Vollzugsempfehlung. Klare Vorgaben sind wichtig, damit sie früh in die Projektentwicklung und Entscheide einbezogen werden können. Die Anforderungen können bereits einen Einfluss auf die Verfahrenswahl und auf die Ausschreibung haben.
- ii) Da im Ausland etablierte Dispersionsmodelle mit Atmosphärenchemie in der Schweiz nicht anwendbar sind, musste die Atmosphärenchemie in ein bestehendes Modell

integriert werden. Aufgrund der enormen Komplexität dieser Aufgabe waren dabei konservative Vereinfachungen nötig. Dies erschwert die Bewilligungsfähigkeit der Projekte. Die Modellierung hat zudem ein hohes Gewicht, da die resultierenden Schadstoffkonzentrationen in der Luft im Betrieb nicht messtechnisch überprüft werden können. Dadurch kann die Modellierung bislang nicht validiert werden.

- iii) Die aktuell verwendete Zielwertkonzentration für Nitramine und Nitrosamine in Luft ist deutlich strenger als in anderen europäischen Ländern. In Norwegen ist die angesetzte Konzentration beispielsweise 10x höher. Dies weil dort ein maximales zusätzliches Krebsrisiko von einem Krebsfall pro 100'000 Einwohnern toleriert wird, wobei in der Schweiz mit 1 Fall pro 1 Mio. Einwohner gerechnet wird.⁸⁰ Bei den meisten Projekten, die in anderen Ländern bewilligt werden, würden die Schweizer Immissionsvorgaben daher auch überschritten (siehe Tabelle 2).

Bisherige Betrachtungen bei der Ausbreitungsmodellierung und bei konkreten Projekten (KVA Horgen, KVA Linth) haben sich auf den Einsatz von MEA als Amin beschränkt. Der Einsatz anderer Amine erhöht die Herausforderungen im Bereich der Bewilligungsfähigkeit tendenziell. Beim Einsatz sekundärer Amine ist mit deutlich stärkerer Bildung von Nitrosaminen zu rechnen. Auch wenn in der aktuellen Vorgehensweise Nitramine und Nitrosamine gleichbehandelt werden, ist bekannt, dass Nitrosamine meist stärker krebserregend sind als Nitramine. Proprietäre Aminmischungen lassen sich nicht pauschal beurteilen, da die Inhaltsstoffe nicht bekannt sind; man weiss jedoch, dass auch dort zumindest teilweise sekundäre Amine zum Einsatz kommen.

Eine kleinere Unklarheit herrscht zudem noch bei der Auslegung der Grenzwerte für bestehende Schadstoffe aus KVA (wie Nox, CO, etc.). Durch die CO₂-Abscheidung wird der Abgasvolumenstrom aufgrund der Entnahme des CO₂ um rund 10 % sinken. Dadurch kann sich die Konzentration von Schadstoffen im Abgas erhöhen, obwohl deren Fracht gleichbleibt (oder sogar sinkt). Es ist noch nicht klar, wie damit umgegangen wird und ob allenfalls eine rechnerische Korrektur zur Anwendung kommen könnte.

Alles in allem gibt es noch einige Unklarheiten und Unsicherheiten beim Bewilligungsprozess einer Aminwäsche an einer KVA in der Schweiz. Da es keine klaren Anforderungen gibt, ist es schwierig ein Projekt so zu entwickeln, dass die Bewilligungsfähigkeit sichergestellt ist. Dies führt zu einem hohen Projektrisiko was die Zeitschiene für den Bewilligungsprozess oder sogar die generelle Bewilligungsfähigkeit eines Projekts betrifft.

5.5. Emissionen andere Abscheideverfahren

Bislang wurde das Thema der Emissionen während dem Betrieb einer Abscheideanlage nur für die Aminwäsche beleuchtet (Kap. 5.1-5.4). Mit umweltrelevanten Emissionen aus anderen Abscheideverfahren befasst sich auch die vom BAFU in Auftrag gegebene Technologieübersicht der ETH Zürich.⁹

Beim Hot Potassium Carbonate Verfahren kann das Thema relevant sein, falls Zusätze zum Lösungsmittel zugegeben werden, welche als Katalysator und / oder als Korrosionsinhibitoren wirken sollen. Solche Zusätze können z.B. Amine oder Vanadiumoxide und Borsäure enthalten. Werden Amine eingesetzt, so ergibt sich die gleiche Problematik wie bei der Aminwäsche, wenn auch in abgeschwächter Form, da die Konzentration der Amine deutlich tiefer wäre. Beim Einsatz von Vanadiumoxiden und Borsäure ist zwar nicht mit gasförmigen Emissionen zu rechnen, der

Austrag mittels Tröpfchenmitriss dieser umweltrelevanten Verbindungen müsste jedoch ebenfalls untersucht werden. Es wird auch an unbedenklichen Additiven geforscht, deren Entwicklungsstand ist jedoch noch zu tief für grosstechnische Anwendungen. Falls reines Kaliumcarbonat ohne Zusätze eingesetzt wird, ist nach aktuellem Wissensstand beim HPC-Verfahren mit keinen umweltrelevanten Emissionen zu rechnen.

Die Membran- und Adsorptionsverfahren sind bezüglich Emissionen mit dem Abgasstrom sehr ähnlich zu beurteilen. Bei beiden Verfahren werden Feststoffe zur Abscheidung eingesetzt, was das Risiko gasförmiger Emissionen drastisch reduziert. Bei aktuell weit entwickelten Beispielen von Materialien für beide Verfahren – z.B. der Firmen Svante, Unisieve und MTR – werden keine Amin-funktionalisierten Materialien eingesetzt. Damit ist auch hier mit keinerlei umweltrelevanten Emissionen zu rechnen.

6. Bestehende Abgasreinigung KVA und CO₂-Abscheidung

Bei allen post-combustion CO₂-Abschleiderverfahren muss das Abgas gereinigt werden, bevor es der Abscheidung zugeführt wird. Eine hohe Abgasqualität ist bei allen Verfahren wichtig: bei den Absorptionsverfahren, um die Degradation der Lösungsmittel und Emissionen zu minimieren und bei den Membran- und Adsorptionsverfahren, um die Haltbarkeit der eingesetzten Materialien sicherzustellen.

Da die KVA in der Schweiz gemäss Luftreinhalteverordnung strenge Emissionsgrenzwerte einhalten müssen und diese meist sogar deutlich unterschritten werden, ist die Ausgangslage mit den bestehenden Abgasreinigungen zur Nachrüstung von CC sehr gut. So haben bislang keine Lieferanten von allen geprüften Abschleiderverfahren Bedenken geäussert, dass die Abgasqualität aus bestehenden Abgasreinigungsanlagen in KVA unzureichend sein könnte. Dazu wurden den Lieferanten detaillierte Abgas-Messprotokolle der KVA Linth mit einem über die LRV-Anforderungen hinausgehenden Messumfang bereitgestellt.

Demgegenüber stehen die Erfahrungen aus dem Pilotbetrieb bei der KVA Amager Bakker in Kopenhagen (Kapitel 5.1.4), wo trotz moderner Abgasreinigung mit ähnlichen Emissionswerten wie bei Schweizer Anlagen ernste Probleme bei der Abscheidung aufgetreten sind (siehe Daten zur dortigen Abgasreinigung und Abgasqualität in der Literatur²).

Eine empfehlenswerte und umfangreiche Arbeit zu diesem Themenkreis wurde im EU-Projekt ACCSESS im Jahr 2025 unter dem Titel 'Capture Ready Waste to Energy Plants' veröffentlicht.⁸¹

Wichtige Kriterien bzgl. der Abgasqualität:

Temperatur und Feuchte

Für alle untersuchten Abschleiderverfahren muss das Abgas gekühlt sein, meist auf rund 40°C. Dies wird üblicherweise mit einem Kondensationswäscher erreicht ('direct contact cooler' oder DCC). Dabei wird das Abgas zusätzlich gereinigt und es fällt viel Wärme an, die – meist mittels Wärmepumpen – für ein Fernwärmenetz genutzt werden kann. Diese Abgaskondensation kann daher unabhängig von der CO₂-Abscheidung sinnvoll sein und wird auch bereits umgesetzt, was die Nachrüstung einer Abscheidung vereinfacht. Eine Abgaskühlung auf diese tiefe Temperatur kann besonders im Sommer herausfordernd sein und bedingt grosse Kühlflächen und einen hohen Wasserverbrauch. Eine zeitlich begrenzte Erhöhung der Abgastemperatur kann – abhängig vom Abschleiderverfahren – geprüft werden. Bei der Aminwäsche ist dabei Vorsicht geboten, da höhere Temperaturen die Degradation des Lösungsmittels und die Emissionscharakteristik (Dampfdruck) stark beeinflussen können. Beim HPC-Verfahren ist eine zeitweise (oder auch dauerhaft) höhere Eintrittstemperatur denkbar, dabei ist jedoch mit erhöhtem Stromverbrauch für die Verdichtung und allenfalls mit reduzierter Abschleiderleistung zu rechnen.

NO_x

Stickoxide, insbesondere NO₂, sind bei der Aminwäsche kritisch und so weit wie möglich zu minimieren. Sie zersetzen die Waschlösung und können mit sekundären Aminen kanzerogene Nitrosamine bilden. Beim HPC-Verfahren ist dies weniger kritisch; der Grossteil der Stickoxide passiert den Absorber³² oder es bilden sich Salze.

SO₃

Schwefeltrioxid ist bei der Aminwäsche äusserst kritisch, da es Aerosole bildet und zu einem erhöhten Austrag der Waschlösung führen kann. Dies ist bei der Wahl eines SCR-Katalysators zu berücksichtigen, da der Umfang der SO₃-Bildung aus SO₂ auch abhängig vom Katalysatortyp

ist. Auch die Positionierung des Katalysators in der Abgasreinigung könnte einen Einfluss haben: bei einem Rohgaskatalysator (Anordnung direkt nach dem E-Filter) sind noch höhere SO₂-Mengen im Abgas vorhanden, was auch zu erhöhter SO₃-Bildung führen könnte.

Partikel

Wie in Kapitel 5.1 erläutert, scheint es bei einer Aminwäsche unter Anderem entscheidend, dass der Abgasstrom vor dem Eintritt in den Absorber eine möglichst geringe Konzentration an feinen Aerosolen/Partikeln aufweist. Ähnlich wie SO₃ können Partikel als Kondensationskeime dienen und so den aerosolbasierten Austrag der Waschlösung erhöhen. Dabei hat sich gezeigt, dass nicht die Masse an Partikeln relevant ist, sondern die Anzahl auch sehr kleiner Partikel. Diesbezüglich ist das Abgas von Schweizer KVA sehr schlecht bzw. gar nicht charakterisiert. Nasselektrofilter in der Abgasreinigung können hierbei nachteilig sein, da sie zwar die Partikelmasse reduzieren, jedoch die Anzahl feiner Aerosole erhöhen können.⁸²

Die Abgasparameter hinsichtlich dieser Bedingung zu analysieren und zu optimieren ist Gegenstand diverser aktueller Untersuchungen. Zusammengefasst scheint sich abzuzeichnen:

- Die Abgasströme enthalten sehr unterschiedlich hohe Partikelkonzentrationen (auch bei KVA)
- Hohe Partikelkonzentrationen führen in den gefundenen Beispielen zu hohen Emissionen
- Werden die Partikel vor der Abscheidung mittels einem Brown'schen Diffusionsabscheider (brownian demister unit, BDU) entfernt, lassen sich dadurch auch die Emissionen nach der Abscheidung stark reduzieren

Im Folgenden finden sich einige Beispiele aufgeführt, welche zu dieser Aussage zugrunde liegen:

AVR Duiven:¹¹

Bei der KVA von AVR in Duiven wird seit dem Jahr 2019 eine Aminwäsche im industriellen Mastab betrieben. In einer Messkampagne der Jahre 2020 und 2021 wurden dort unter anderem auch die Aerosol-/Partikel-Konzentration im Abgas vor der Abscheidung mit einem ELPI+ untersucht. Die Graphen der entsprechenden Messungen sind in Abbildung 19 gezeigt. Auffallend ist der im Vergleich zur KVA in Twence (siehe Abbildung 20) sehr geringe Anteil der Aerosole/Partikel im Abgas der KVA.

Bezüglich der Emissionen nach der Abscheidung gibt es von Duiven zwar nur sehr beschränkt verfügbare Messdaten (Messung über wenige Stunden mittels FTIR und somit hoher Detektionsgrenze)¹¹, jedoch gibt es dabei keinen Hinweis auf übermäßig hohe Emissionen.

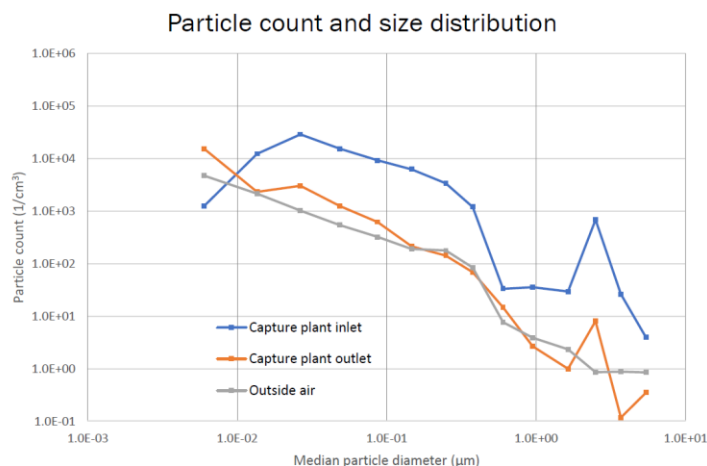


Abbildung 19: Partikelanzahl im Abgas in Abhängigkeit von ihrem Durchmesser bei der KVA in Duiven

Twence^{58,83}: Twence ist eine KVA in Hengelo, in den Niederlanden. Die KVA betreibt seit einem Jahrzehnt eine Pilotanlage zur CO₂-Abscheidung, die auf dem Aminverfahren basiert. Die Messungen haben gezeigt, dass bei dieser Anlage hohe Partikelkonzentrationen im Abgas enthalten sind. Dies hat zu sehr hohen Amin-Emissionen nach der Abscheidung im Bereich von mehreren hundert mg/m³ geführt. Deshalb wurde im Jahr 2021 eine BDU vor den Absorber installiert. Der Graph in Abbildung 20 zeigt, dass dadurch die Konzentration der feinen Aerosole/Partikel im Abgas um gut zwei Größenordnungen reduziert werden konnte. Diese Maßnahme hat geholfen, die Amin-Emissionen stark zu senken auf <5mg/Nm³.

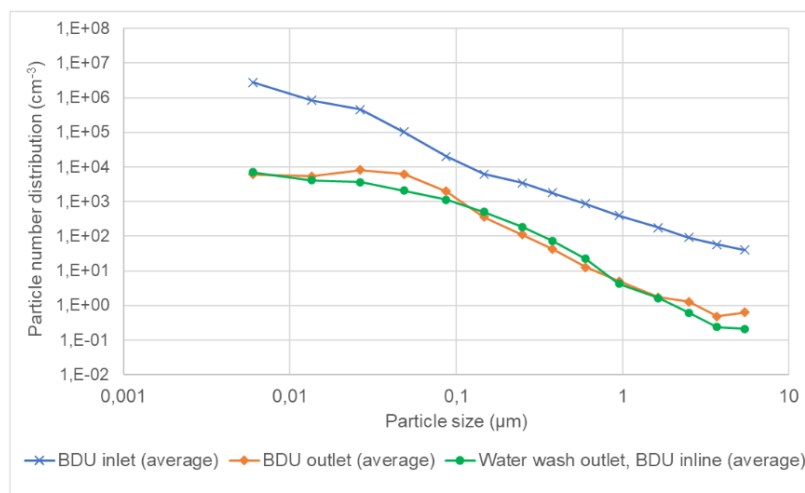


Abbildung 20: Partikelkonzentration im Abgas der KVA vor / nach der BDU und nach der Abscheidung bei der KVA in Twence. Graph aus⁸³.

Technology Centre Mongstad⁵⁷: Wie bei der KVA Twence haben auch beim TCM hohe Partikelkonzentrationen im Abgas zu inakzeptablen Amin-Emissionen nach der Abscheidung geführt, was einen Betrieb im Rahmen der Betriebsbewilligung verunmöglichte. Auch dort wurde der Ansatz gewählt, die Partikel im Abgas mit dem Einsatz einer BDU vor dem Absorber zu reduzieren. Auch wenn das für die Untersuchung verwendete Abgas nicht aus einer KVA stammt, zeigen die Messungen eine Reduktion der Konzentration der feinen Aerosole/Partikel im Abgas in der gleichen Größenordnung wie in Twence. Die Amin-Emissionen konnten dadurch auf ein tolerierbares Mass reduziert werden.

ARC Kopenhagen:

Die Resultate der Messkampagne aus der KVA ARC in Kopenhagen sind im Kapitel 5.1 Emissionen detailliert erläutert. Zusammenfassend zeigen die dortigen Messungen hohe Amin-Emissionen. Gemäss den Erkenntnissen aus den Messungen in Twence und dem TCM könnten hierfür feine Aerosole/Partikel im Abgas vor der Absorptionsstufe ursächlich sein.

Es zeigt sich, dass sich mittels einer BDU vor dem Absorber feine Aerosole/Partikel aus dem Abgas entfernen lassen. Die Technologie wird mit einem technologischen Reifegrad TRL von 7 bewertet, es fehlen daher die Erfahrungen aus dem industriellen Einsatz. Nachteilig wirkt sich auf jeden Fall der hohe Druckverlust aus, der einen erhöhten elektrischen Energiebedarf der Gebläse verursacht.

7. Energetische Integration

Alle CO₂-Abscheideverfahren benötigen eine signifikante Energiemenge in Form von elektrischer Energie und / oder Wärme. Die Prozesse geben Wärme auf unterschiedlichen Temperaturniveaus wieder ab. Es ist für die Gesamteffizienz zentral, dass der Prozess optimal in die KVA und das Fernwärmenetz integriert wird: die Energie für die Abscheidung soll aus der Abfallverwertung bereitgestellt werden und die Abwärme soll bestmöglich genutzt werden, insbesondere für die Fernwärme. Damit soll die Einbusse an verkauftem Strom und Fernwärme aufgrund der Installation einer CCS-Anlage minimiert werden. Um Abscheideverfahren miteinander zu vergleichen und die realen Energiekosten zu ermitteln ist es nötig, immer das integrierte Gesamtsystem KVA-Abscheidung-Fernwärmenetz zu betrachten und nicht nur den Energieinput für ein Verfahren, da die zurückgegebene Wärme in Menge und Temperaturniveau sehr unterschiedlich ist und das Ergebnis stark beeinflussen kann.

Der Fall der KVA Linth wurde im Rahmen des Projekts «Process Integrated Carbon Capture - Design and Evaluation» (PICC) der Hochschule Luzern als Fallstudie untersucht und die optimale Integration einer Aminwäsche mittels Pinch-Verfahren evaluiert. Informationen zum Projekt sind auf der Aramis-Website⁸⁴ zu finden; der Projektbericht wird auch dort zu finden sein, er wurde jedoch noch nicht veröffentlicht.

Detailliert untersucht wurde die energetische Integration der Aminwäsche und des HPC-Verfahrens bei der KVA Linth auch im Rahmen des Vorprojekts bei der KVA Linth. Die Ergebnisse daraus sind hier aufgeführt. Im Vorprojekt wurde wie folgt vorgegangen:

1) Definition von Fernwärmeszenarien

Das Fernwärmenetz der KVA Linth befindet sich derzeit in einem starken Ausbau und wird in den kommenden Jahren weiterhin wachsen. Da es nicht möglich ist, genaue Prognosen über die Fernwärmemengen in der Zukunft zu machen, wurde mit zwei Fernwärmeszenarien gearbeitet. Das erste entspricht dem Minimum-Fall mit einer jährlichen Fernwärmeabgabe von 70 GWh/Jahr. Basierend auf den Prognosen wird davon ausgegangen, dass diese Fernwärmemenge bis zur Inbetriebnahme der CO₂-Abscheidung erreicht wird. Das zweite Maximum-Szenario geht von einer Fernwärmeabgabe von 190 GWh/Jahr aus, was dem maximalen zukünftigen Abnahmepotential entspricht. Es stellt die Obergrenze dar. Für die Berechnungen wurde angenommen, dass jährlich 120 kt Abfall pro Jahr verwertet werden.

2) Integration verschiedener Abscheidekonfigurationen

Es wurden zwei unterschiedliche Abscheideverfahren gemeinsam mit 2 Lieferanten pro Verfahren untersucht. Für diese 4 Varianten wurde separat eine Konfiguration für die Wärmeintegration für beide Fernwärmeszenarien erarbeitet. Die Konfigurationen sind so ausgelegt, dass die Anlage vom Fernwärmeszenario 70 GWh/a durch nachträgliches hinzufügen von Wärmepumpen auf das Szenario 190 GWh/a erweitert werden kann.

Die Angaben, welche Wärme- und Elektrizitätsströme zur CO₂-Abscheidung fließen und insbesondere, welche Wärmeströme auf welchen Temperaturniveaus davon abgeführt werden können oder müssen, stammen von den Verfahrenslieferanten. So wird sichergestellt, dass realistische Annahmen verwendet werden, was bei Werten aus der Literatur stets schwierig einzuordnen ist und oft zu sehr optimistischen Annahmen führt.

3) Jahrgangssimulationen

Für die verschiedenen Anlagenkonfigurationen und Fernwärmeszenarien wurden im Anschluss Jahresgangsimulationen durchgeführt. Dabei wurde mit dem stündlichen Fernwärmebedarf anhand eines Modells der thermischen Anlagen der KVA Linth ein ganzes Jahr simuliert, um das Verhalten des Gesamtsystem über das ganze Jahr zu bestimmen.

Ergebnisse:

Stark vereinfacht dargestellt wurde die Integration bei allen Verfahrensvarianten ähnlich bewerkstelligt, siehe Abbildung 21. Bei beiden Verfahren wird Wärme an diversen Stellen bei unterschiedlichen Temperaturniveaus abgegeben. Auf die einzelnen Wärmeströme kann hier aufgrund von Geheimhaltungsverpflichtungen nicht eingegangen werden. Die Temperaturniveaus sind bei der Aminwäsche generell tiefer. Bei beiden Verfahren gibt es Wärmeströme, die direkt für die Fernwärme genutzt werden können. Diese wurden über einen Wärmetauscher direkt in den FW-Rücklauf eingebunden. Um die Abwärme, die sich auf einem zu tiefen Temperaturniveau für die direkte Nutzung befinden, trotzdem nutzen zu können, werden Wärmepumpen eingesetzt. Diese sind parallel zum Wärmetauscher in den Fernwärme-Rücklauf eingebunden. Nach Wärmetauscher und Wärmepumpe befindet sich ein Heizkondensator, welche das Fernwärmewasser unter Einsatz von Niederdruckdampf bei Bedarf noch weiter auf die Vorlauftemperatur aufheizt.

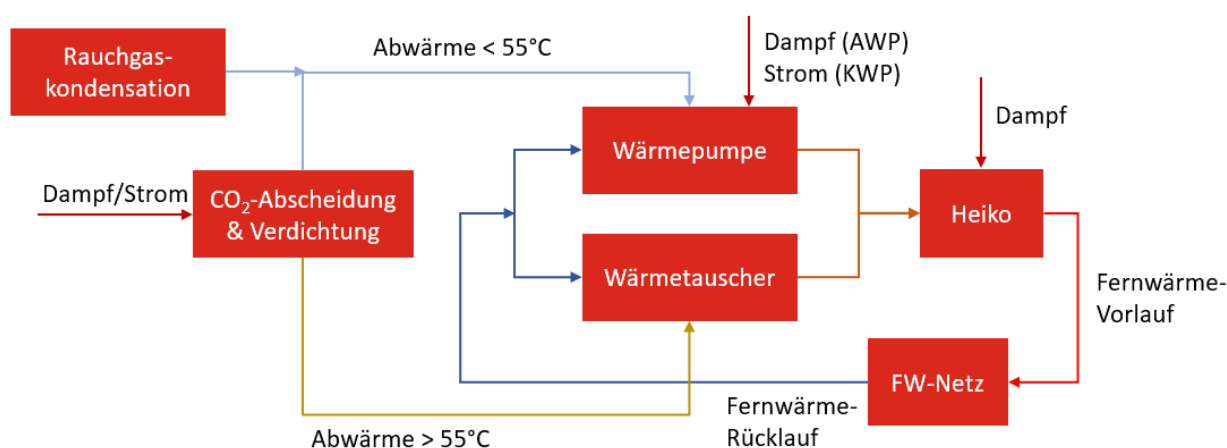


Abbildung 21: Vereinfachte Integration der Abwärme aus dem CO₂-Abscheidungsprozess in das Fernwärmenetz, dargestellt anhand eines Blockdiagramms. Die Pfeifarben illustrieren die Temperaturniveaus: blau = kalt; rot=warm.

Bei der Erarbeitung der Wärmepumpen-Konfigurationen hat sich eine wichtige Erkenntnis ergeben. Bei den Varianten mit einer Aminwäsche müssen im Falle der KVA Linth elektrisch betriebene Kompressionswärmepumpen eingesetzt werden. Der Grund dafür ist, dass bei Betrieb der Abscheidung und hoher Fernwärmelast nicht genügend Niederdruckdampf vorhanden wäre, um noch dampfgetriebene Absorptionswärmepumpen zu betreiben. Umgekehrt sind beim HPC-Verfahren elektrische Kompressionswärmepumpen nicht optimal, da aus eigener Produktion nicht genügend elektrische Leistung zur Verfügung stehen würde, um sie zu betreiben. Dies, weil das HPC-Verfahren als Input mehr Strom benötigt.

Diese Ergebnisse sind spezifisch für die KVA Linth und können nicht direkt auf andere Anlagen übertragen werden. Die grundsätzliche Situation dürfte aber bei einigen Anlagen ähnlich sein, insbesondere wenn Fernwärme-Temperaturen und – Mengen ähnlich sind und eine Kondensations-turbine eingesetzt wird.

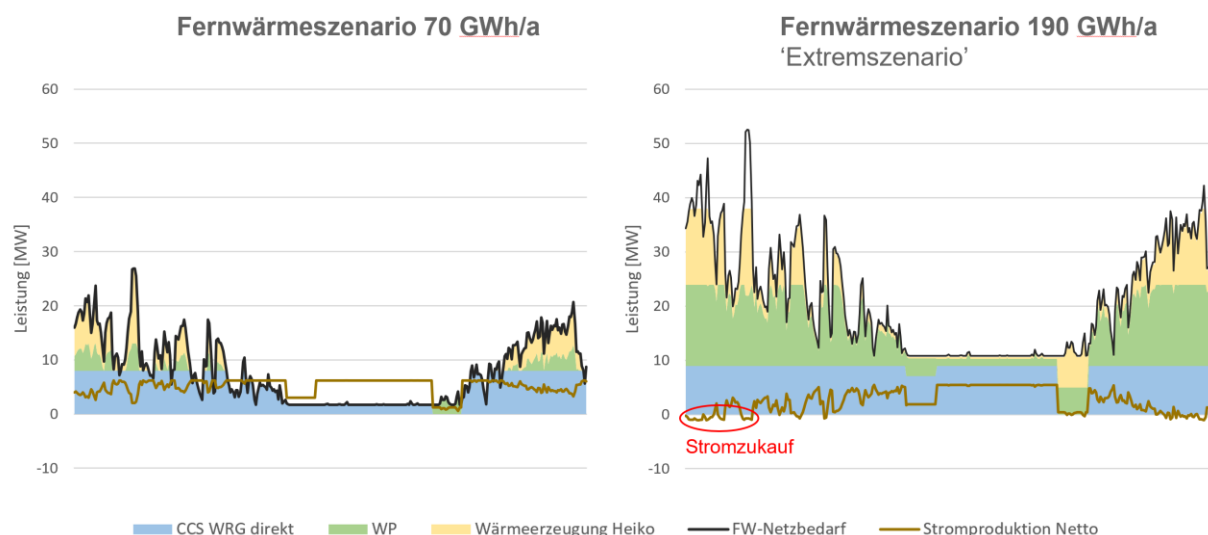


Abbildung 22: Jahresgangkurven für die beiden Fernwärmeszenarien von 70 GWh/a und 190 GWh/a anhand einer exemplarischen Aminwäsche-Konfiguration.

Abbildung 22 zeigt exemplarisch für eine der mit Daten der KVA und eines Lieferanten hinterlegten Aminwäsche-Konfigurationen die Jahresgangkurven für die beiden Fernwärmeszenarien 70 und 190 GWh/a. Es ist der Fernwärmebedarf (schwarze Linie) gezeigt. Die gefärbten Flächen zeigen auf, wie die Wärme bereitgestellt wird. Nicht ausgefüllte Bereiche können nicht bedient werden und müssen anderweitig gedeckt werden (Wärmespeicher, Spitzenlastkessel etc). In braun ist die Netto-Stromabgabe gezeigt. Sie berechnet sich aus der Stromproduktion in der Turbine, welche vom Dampfbezug durch CCS und Fernwärme abhängt, abzüglich des Bedarfs für KVA-Betrieb, Abscheidung, Verdichtung und Verflüssigung sowie Wärmepumpen. Die Berechnungen basieren auf der Annahme, dass die KVA - mit Ausnahme Wartung beider Ofenlinien - bei einem konstanten Lastpunkt betrieben wird, der 120 kt Abfall pro Jahr entspricht. Wie sich die Energiesituation und der Betrieb der CO₂-Abscheideanlage verhält, falls in Zukunft möglicherweise weniger Abfall zur Verfügung steht, wurde hier noch nicht untersucht. Dies muss in einer nächsten Projektphase geprüft werden.

Diese Art von Jahresgangsimulationen wurde für alle 8 Fälle (4 Abscheidekonfigurationen, 2 Fernwärmeszenarien) durchgeführt. In allen Fällen konnte die geforderte Fernwärme-Menge beinahe vollständig bereitgestellt werden. Dadurch lassen sich die Varianten anhand von nur einer Kennzahl vergleichen, da alles andere ungefähr konstant gehalten wird: die Menge an elektrischer Energie, die über ein Jahr nach Abzug aller Verbräuche (inkl. Wärmepumpe) und Produktionsverluste aufgrund der Dampfentnahme verkauft werden kann. In Abbildung 23 ist diese verkaufte Strommenge für alle 8 Fälle und für den Fall ohne CCS dargestellt. Abbildung 24 zeigt zudem die Aufteilung der Fernwärmebereitstellung nach Herkunft.

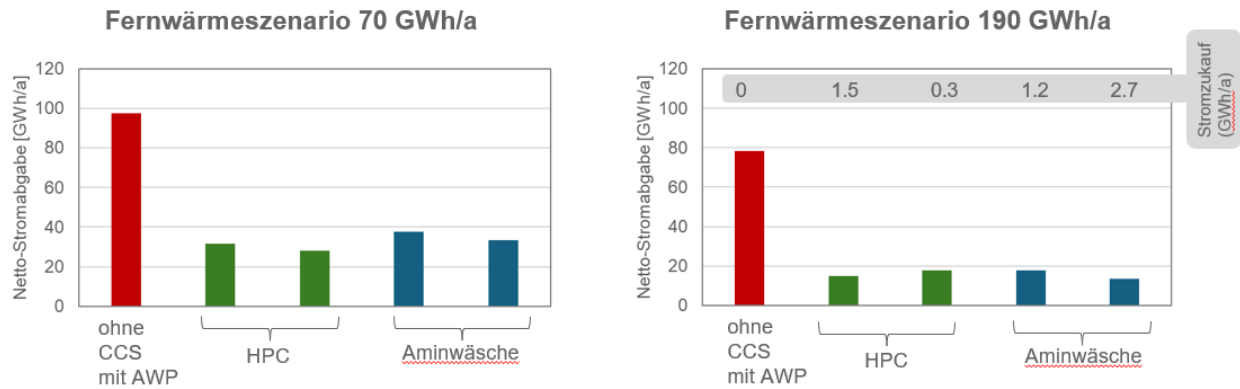


Abbildung 23: Jährliche Stromabgabe für das Fernwärmeszenarios von 70 GWh/a (links) und für das Fernwärmeszenario von 190 GWh/a (rechts) und der gewählten Abscheidekonfiguration.

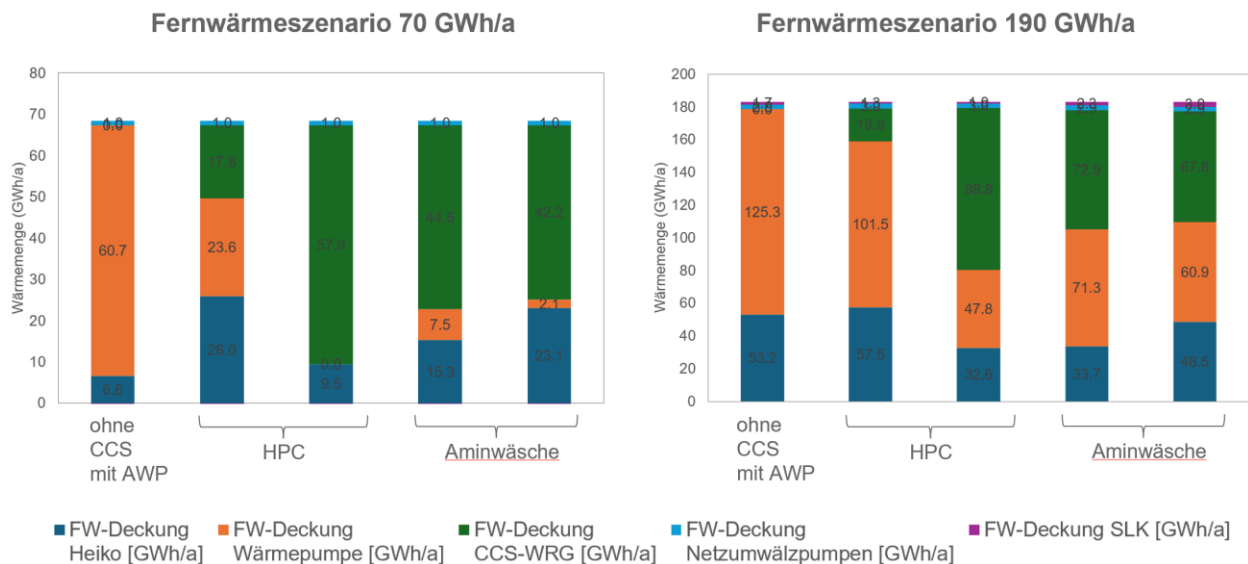


Abbildung 24: Aufteilung der bereitgestellten Fernwärme nach Herkunft (Heizkondensator, Wärmepumpe, direkte Wärmerückgewinnung aus dem CO₂-Abscheideprozess, Netzumwälzpumpen, Spitzenlastkessel).

Folgende wichtige Erkenntnisse lassen sich aus dieser Betrachtung ziehen:

- Beim Szenario mit tiefer Fernwärmeauskoppelung schneidet die Aminwäsche bzgl. Gesamtenergiebilanz tendenziell etwas besser ab als das HPC-Verfahren. Beim Szenario mit hoher Fernwärmeauskoppelung schneiden die Verfahren praktisch gleich ab.
- Die Unterschiede zwischen den Abscheidungsverfahren sind gering und befinden sich innerhalb der Unsicherheiten. Auf die Kosten der gesamten Prozesskette bezogen sind diese Differenzen wenig relevant.
- Der Stromverkauf wird drastisch sinken. Zu Spitzenzeiten müssen eventuell sogar geringe Mengen aus dem Netz bezogen werden. Dieser Rückgang ist höher als bisher angenommen und als in der Literatur zu finden. Er beläuft sich auf ungefähr 500-570 kWh_{el}/tCO_{2,flüssig}.
- Die Abscheidung kann ganzjährig unter Vollast betrieben werden und es kann gleichzeitig die benötigte Fernwärme bereitgestellt werden.

Es ist wichtig zu betonen, dass diese Ergebnisse spezifisch für die KVA Linth gelten und nicht direkt auf andere Anlagen übertragen werden können. Es wurden zudem bei der Abscheidung eher konservative Annahmen getroffen; so wird bei der Aminwäsche das eher energieintensive MEA eingesetzt und beim HPC-Verfahren auf jegliche Zusätze verzichtet.

8. Vorprojekt CCS Linth

Im Jahr 2024 wurde ein Vorprojekt gemäss SIA-Phase 31 für die Prozessschritte der Abscheidung bis und mit Bahnverlad, inklusive Wärmeintegration am Standort der KVA Linth, erarbeitet und abgeschlossen. Basierend auf den Voruntersuchungen des CO₂ Kompetenzzentrums (siehe Kapitel 4) wurde das Vorprojekt für die zwei Absorptionstechnologien Aminwäsche und HPC-Verfahren erarbeitet.

Das Projekt wurde von Ramboll AG und TBF + Partner AG für die Verfahrenstechnik sowie von Oehrli Engineering und Marty Ingenieure AG für die Pipeline im Auftrag der KVA Linth gemeinsam entwickelt und erarbeitet. Ziel war es, sowohl die Grundlagen für den Variantenentscheid zwischen den beiden Abscheidetechnologien zu erarbeiten als auch eine umfassende Projektdefinition mit belastbaren Aussagen zu Kosten und Terminen zu erstellen. Da es sich um ein neuartiges Projekt mit «Leuchtturmcharakter» handelt, wurden für die Planung und Projektierung der Anlagentechnik sowie der Kostenermittlung mehrere Lieferanten beauftragt. Dieser Ansatz ermöglichte eine vertiefte Klärung technischer Details und den Vergleich von Verfahrenskonzepten.

Das Vorprojekt beinhaltet nicht nur die verfahrenstechnischen Komponenten wie die CO₂-Abscheidung, sondern wurde vollständig für alle Gewerke erarbeitet. Dazu gehört neben der Anlagentechnik auch die Elektro-, die Bau- und Gebäudetechnik, als auch die Erschliessung der Anlage mit Betriebsmitteln und Reststoffen und beinhaltet die ganze Prozesskette von der CO₂-Abscheidung bis zum CO₂-Verlad auf die Bahn.

Die Hauptziele des Vorprojekts waren:

- Vergleich der beiden Abscheidetechnologien
- Bestätigung der technischen und räumlichen Machbarkeit
- Ermittlung der Investitions- und Betriebskosten
- Aussagen zur Bewilligungsfähigkeit
- Erstellung einer Risikoanalyse
- Erstellung eines Grobterminplans, inkl. Realisierung
- Ermittlung der Auswirkungen auf die Energieauskopplung der KVA Linth

8.1. Prozesskette

Die untersuchte Prozesskette des Projekts CCS Linth ist in Abbildung 25 dargestellt. Eine Besonderheit des Projektes ist die Unterteilung der Verfahrenstechnik auf die zwei Standorte KVA Linth und Bahnhofsareal Weesen. Am Standort der KVA Linth befindet sich die Abscheideanlage mit einer Abscheidekapazität von rund 130'000 tCO₂/Jahr. Das abgeschiedene CO₂ wird verdichtet, getrocknet, vorgereinigt und in gasförmigem Zustand über eine CO₂-Transportleitung zum Bahnhofsareal Weesen geführt. Eine ähnliche Aufteilung wäre bei mehreren KVA in der Schweiz nötig, solange es keine flächendeckende Pipeline-Infrastruktur gibt.

Auf dem Bahnhofsareal Weesen befindet sich die Verflüssigungsanlage, in der das gasförmige CO₂ abgekühlt, verflüssigt und gereinigt wird, so dass es die erforderlichen Reinheitsanforderungen für eine geologische Speicherung erfüllt. Das CO₂ wird auf dem Bahnhofsareal zwischengespeichert, bevor es über Abfüllvorrichtungen in Bahnkesselwagen gefüllt wird.

Mit den Bahnkesselwagen wird das CO₂ zu einem geeigneten CO₂-Hub ausserhalb der Schweiz transportiert. Ein Umschlagterminal nimmt das CO₂ entgegen und führt es einer Lagerstätte zu,

in der es dauerhaft im Untergrund gespeichert wird. Die leeren Bahnkesselwagen werden zur erneuten Befüllung zurück nach Weesen transportiert.

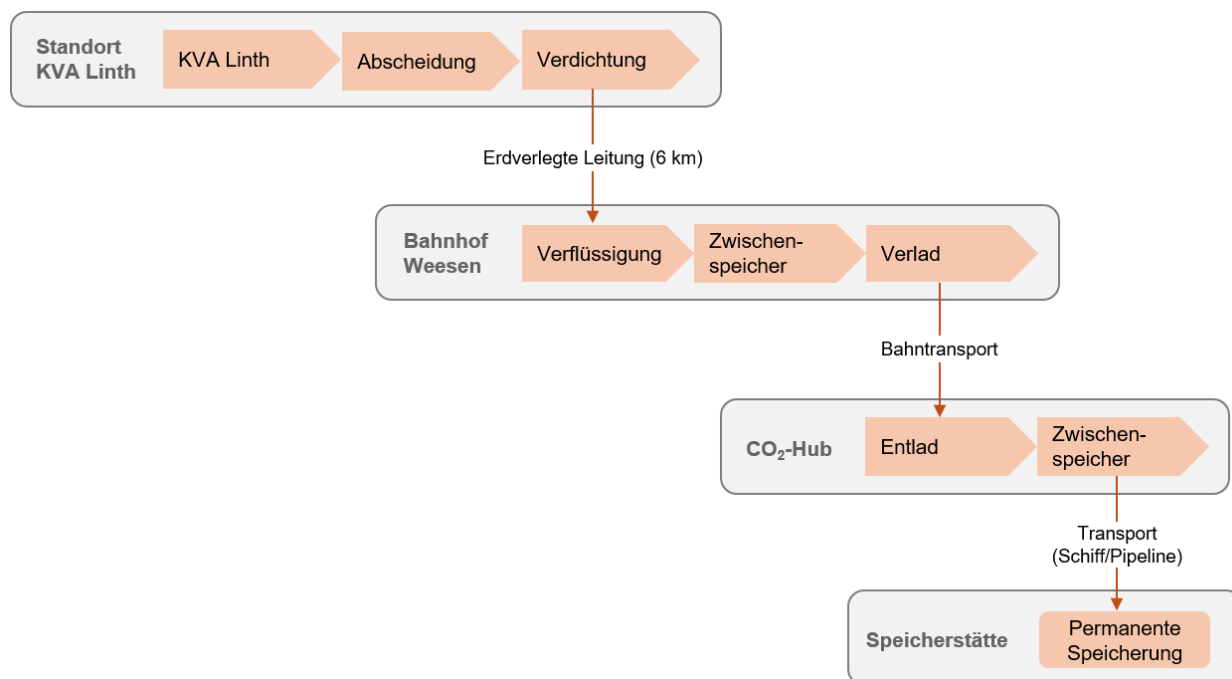


Abbildung 25: Prozesskette CCS Linth, mit den beiden Standorten KVA Linth und Bahnhof Weesen.

8.2. Allgemeine Betrachtungen

Umwelt und Bewilligungsfähigkeit

Das Projektteam startete im Vorprojekt den regelmässigen Austausch mit den kantonalen Behörden, insbesondere der Abteilung Umweltschutz und Energie des Kantons Glarus. Eine Herausforderung bei der Bewilligung liegt beim Thema Luftreinhaltung aufgrund neuartiger Emissionen, falls die Aminwäsche als Abscheideverfahren eingesetzt werden soll (Kapitel 4.2).

Ein weiterer relevanter Aspekt für die Bewilligungsfähigkeit ist die Störfallbetrachtung. Zum heutigen Zeitpunkt fällt CO₂ nicht unter die nationale Störfallverordnung, da für CO₂ keine Mengenschwelle festgelegt ist. Das BAFU prüft derzeit, ob CO₂ zukünftig mit einer Mengenschwelle in die Ausnahmeliste der Störfallverordnung aufgenommen werden soll.⁸⁵ Unabhängig vom Ausgang dieser Prüfung wird es als sinnvoll erachtet, bei der Lagerung in den vorgesehenen Zwischentanks und beim Umschlag die möglichen Störfälle (Austreten von CO₂ bei einer Leckage) und deren Auswirkungen mittels Risikoabklärungen genau zu betrachten (Ausbreitungsmodellierung) und darauf basierend geeignete Massnahmen zu definieren. Das CO₂-Kompetenzzentrum hat innerhalb des Projekts CCS Linth diesbezüglich erste Abklärungen vorgenommen.

Weiter sind gemäss aktuellen Aussprachen keine bewilligungstechnischen Vorbehalte von Seiten Kanton zu erwarten.

8.3. Energetische Betrachtung

Die Betrachtungen zur Energetischen Integration sind in Kapitel 7 aufgeführt. Es hat sich gezeigt, dass die Abscheidung ganzjährig aus eigener Energieproduktion auf Volllast betrieben werden

und gleichzeitig die Fernwärme bedient werden kann, jedoch der Stromverkauf um ca. 70-80% abnehmen wird.

8.4. Layout

Im Rahmen des Vorprojekts wurde die räumliche Machbarkeit für das Projekt CCS Linth von den Lieferanten beider Abscheidetechnologien bestätigt. Die Anordnung der Verfahrenstechnik innerhalb eines Gebäudes führt zu moderaten Mehrkosten, führt jedoch zu einer erheblichen Reduktion im Flächenbedarf.

Standort KVA Linth

In Abbildung 26 ist das geplante CC-Gebäude, das die Abscheidung, Verdichtung und Abwärmenutzung enthält, mit dunkelroter Farbe hervorgehoben. Gezeigt ist das Gebäude für das HPC-Verfahren. Insbesondere am Standort der KVA Linth muss die Anlagen-, Elektro- und Gebäudetechnik aufgrund der eingeschränkten Platzverhältnisse in einem Gebäude und über mehrere Stockwerke angeordnet werden. Die verwendete Grundfläche beträgt rund 1'000 m².



Abbildung 26: Visualisierung CCS am Standort Linth (Abscheidung HPC, Verdichtung und Abwärmenutzung)

Besonders für das HPC-Verfahren sind die engen räumlichen Bedingungen am Standort der KVA Linth herausfordernd, aber beherrschbar. Die engen Platzverhältnisse führen ebenfalls zu erschwerten Bedingungen während der Bauphase, welche eine geschickte Bauplanung voraussetzen.

Neben der Anlagentechnik sind auch die Bedürfnisse der Gebäude- und Elektrotechnik berücksichtigt. Das Gebäude wird so geplant, dass die Geschossebenen mit angrenzenden Abgasreinigungsgebäude übereinstimmen. Je nach Abscheidetechnologie sind 4 (Aminwäsche) oder 5 (HPC) Geschosse notwendig. Zusätzlich muss auf den Dachflächen die Rückkühlung für die Systeme untergebracht werden.

In Abbildung 27 ist der Querschnitt der Aufstellungsplanung der Aminwäsche sichtbar. Im Keller befindet sich hauptsächlich Anlagenteile der Abscheidung sowie die Gebäudetechnik. Im Erdgeschoss befindet sich die Elektrotechnik und die CO₂-Trocknung. Im 1. OG befindet sich ein Besucher- und Kontrollraum sowie die CO₂-Verdichtung. Das 2. OG beinhaltet Platz für die

Wärmepumpen sowie die Abwärmezentrale. Die Kolonnen für Absorption und Desorption des CO₂ werden im Freien aufgestellt.

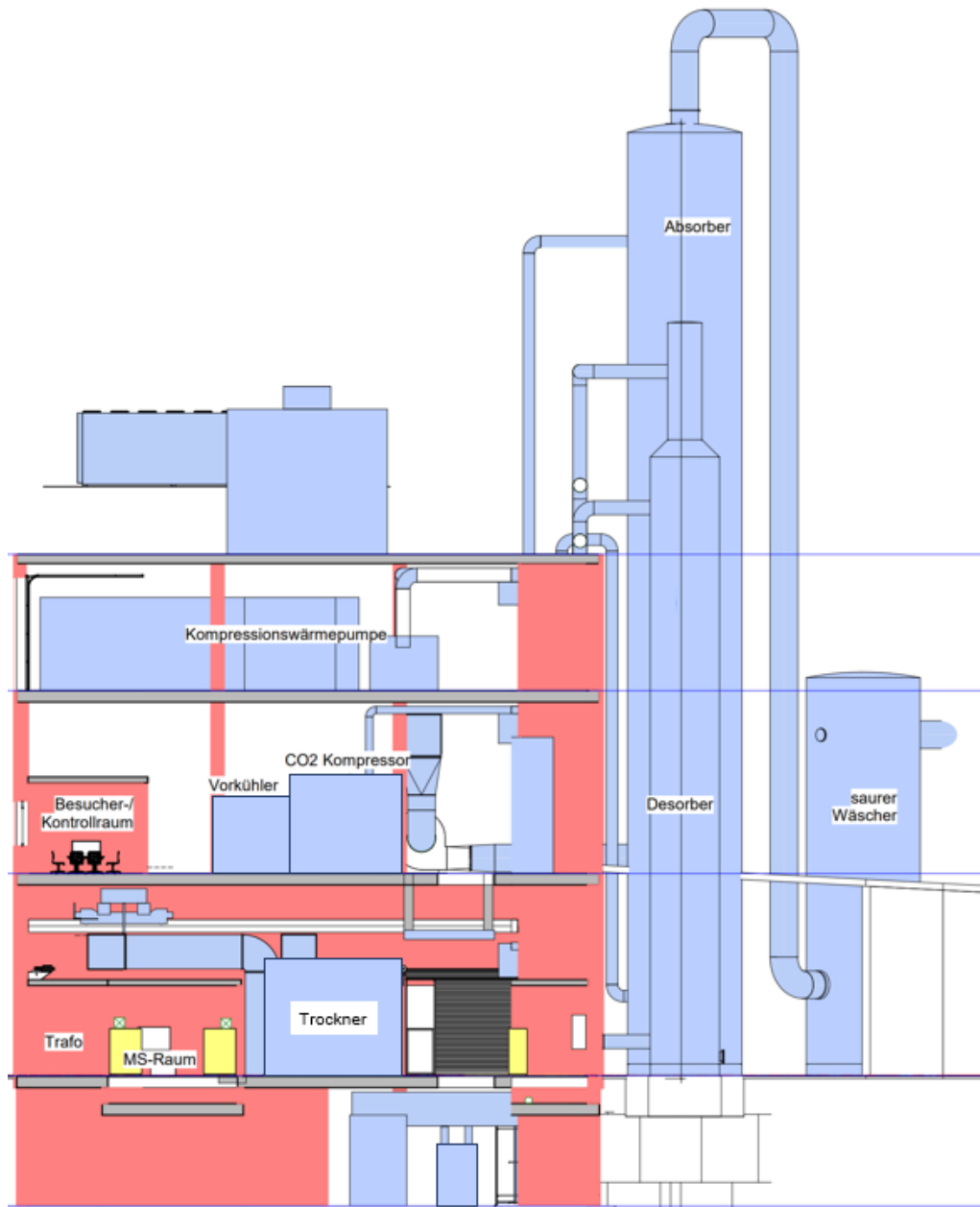


Abbildung 27: Layout CC-Gebäude Aminwäsche

In Abbildung 28 ist der Querschnitt der Aufstellungsplanung für das HPC-Verfahren sichtbar. Der Keller beinhaltet wie die Aminwäsche Anlagenteile der Abscheidung sowie die Gebäudetechnik. Das Grösste Bauteil im Gebäude des HPC-Verfahrens ist der Abgaskompressor -und Expander, er wird ebenfalls im Keller aufgestellt. Aufgrund seiner Bauhöhe wird ein Durchbruch im Erdgeschoss benötigt. Mittels Krananlage im Erdgeschoss kann er gewartet werden. Aufgrund seines hohen Platzbedarfes wird im Erdgeschoss das Gebäude mit einem Anbau erweitert, in welchem sich mögliche Dampfkompressoren sowie Transformatoren und ein Rauchgaswärmetauscher befinden. Das 1. OG beinhaltet wie die Aminwäsche einen Besucher- und Kontrollraum sowie Wärmepumpen und Elektrotechnik. Im 2. OG befindet sich die Verdichtung und Trocknung sowie weitere Elektrotechnik. Das 3. OG dient als Abwärmezentrale. Die Absorber- und Desorberkolonnen werden wie bei der Aminwäsche im Freien aufgestellt.

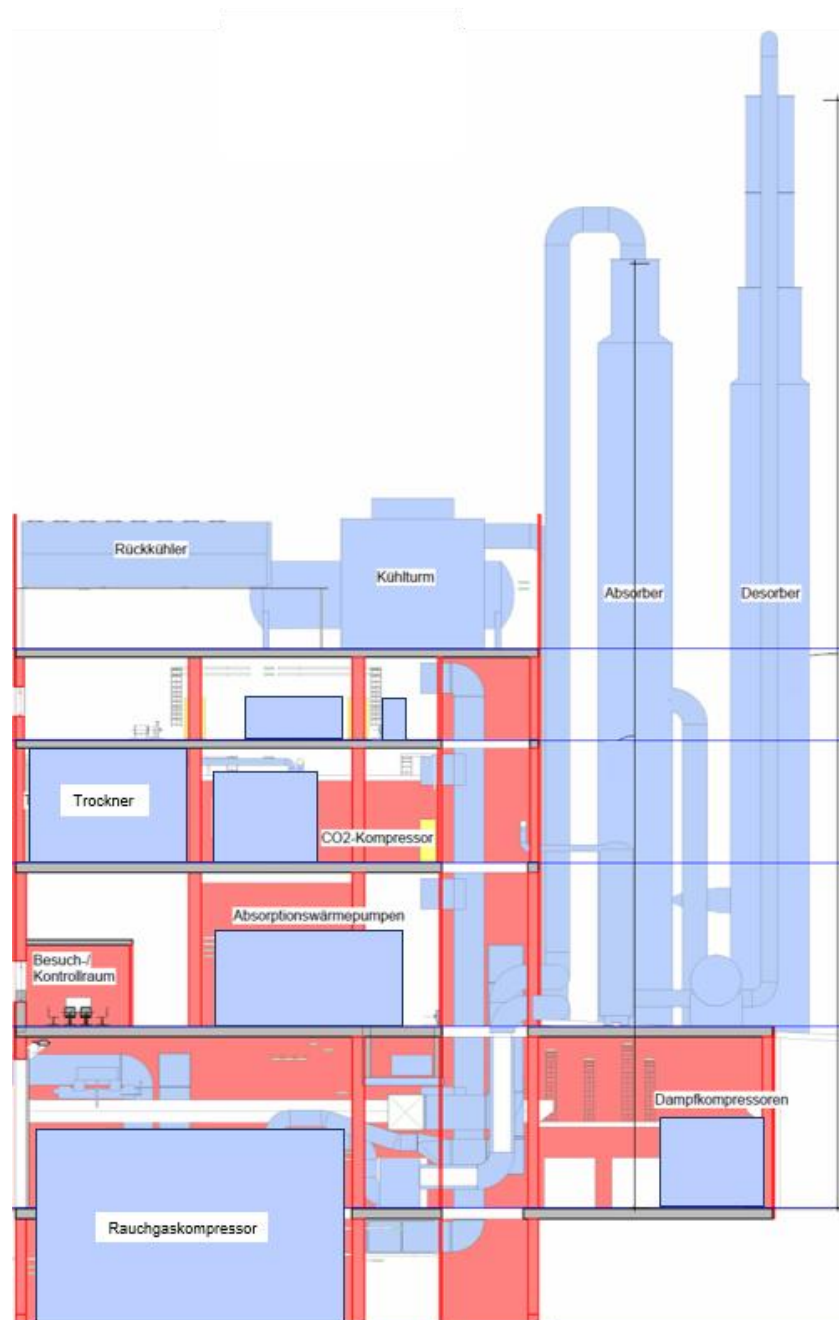


Abbildung 28: Layout HPC-Verfahren

Da der Platzbedarf des HPC-Verfahrens aufgrund des grossen Rauchgaskompressors höher ausfällt, wäre eine Umnutzung des Gebäudes von der Aminwäsche auf das HPC-Verfahren im Nachgang nur mit Vorinvestitionen möglich. Das Gebäude des HPC-Verfahrens hingegen würde auch der Aminwäsche genügend Platz bieten und würde eine spätere Umnutzung erlauben.

Standort Weesen

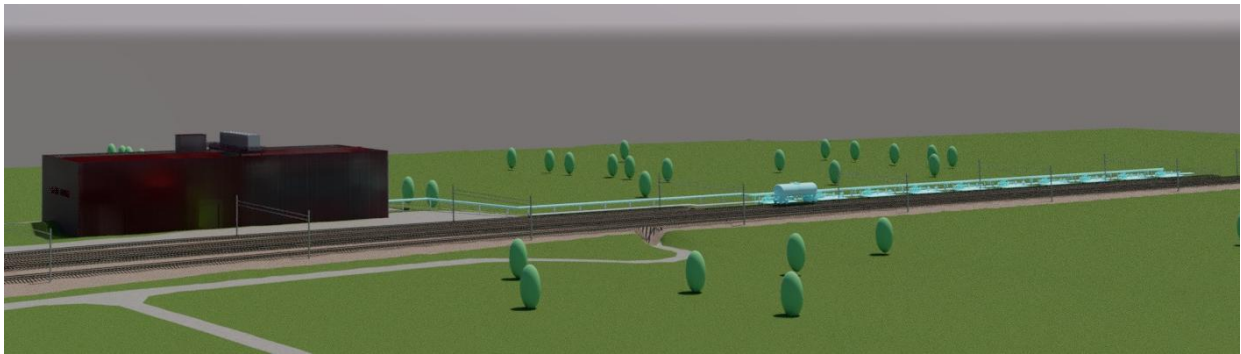


Abbildung 29: Visualisierung der Infrastruktur am Standort Weesen

Der Standort Weesen mit der Verflüssigungsanlage, den Zwischenspeichern und dem Bahnverlad des CO₂ ist in Abbildung 29 sichtbar. Abbildung 30 zeigt den Querschnitt der Aufstellungsplanung am Standort Weesen. Im geplanten Gebäude befindet sich die Verflüssigung mit Reinigung des CO₂, die Zwischenspeicherung sowie eine CO₂-Gasanalyse (Carboscan), Elektro- und Gebäudetechnik sowie Büroräumlichkeiten. Auf dem Dach des Gebäudes ist dabei die Rückkühlung der Abwärme aus der Verflüssigung vorgesehen. Für die Anlagentechnik der Verflüssigung ist zur Wartung eine Krananlage vorgesehen. Die Zwischenspeicher werden liegend auf zwei Ebenen ausgeführt und eingehaust, um die Bewilligungsfähigkeit zu erhöhen und allfällige Risiken für Einsprachen zu minimieren. Das Gebäude hat eine Grundfläche von rund 1'400 m². Zusätzlich zum Bahnverlad wird eine LKW Ver- und Entladestation mitgedacht.

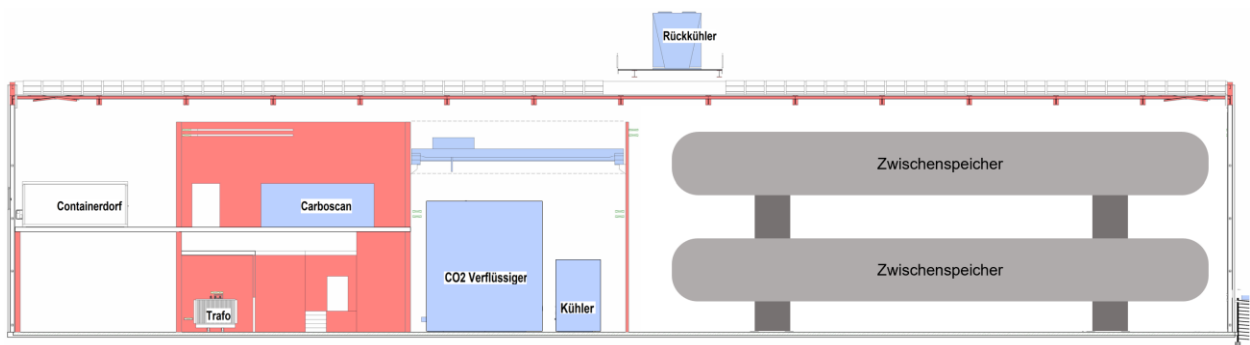


Abbildung 30: Layout Standort Weesen (Verflüssigung, Zwischenspeicherung und Bahnverlad)

8.5. Investitionskosten (CapEx)

Basierend auf Lieferantenangaben und Berechnungen der Planungsfirmen wurden im Vorprojekt die folgenden Investitionskosten ermittelt (dargestellt sind nur die Hauptgruppen gemäss Baukostenplan, Preisstand Q4 2024, ohne MwSt.).

Tabelle 7: Investitionskosten CCS Linth (in CHF, ohne MwSt., Preisstand Q4, 2024)

BKP Position	Standort KVA Aminwäsche	Standort KVA HPC	Pipeline	Standort Weesen	Gesamt Amin	Gesamt HPC
1 Vorbereitungsarbeiten		1'240'000	0	250'000	1'490'000	
2 Gebäude	7'230'000	7'890'000	0	4'350'000	11'580'000	12'240'000
3 Betriebseinrichtungen	71'340'000	83'090'000	11'950'000	27'470'000	110'750'000	122'510'000
4 Umgebung	-	-	50'000	340'000	380'000	
5 Baunebenkosten	14'210'000	16'420'000	-	6'170'000	20'370'000	22'580'000
7 Reserve / Diverses	9'300'000	10'580'000	1'200'000	3'490'000	14'440'000	15'720'000
Total (+/- 25%)	103'000'000	119'000'000	13'000'000	43'000'000	159'000'000	175'000'000

8.6. Betriebskosten (OpEx)

Im Rahmen des Vorprojekts wurden die Betriebskosten abgeschätzt. Das Resultat hängt stark von den getroffenen Annahmen ab. In Tabelle 8 sind einige der wichtigsten Annahmen aufgeführt und in

Tabelle 9 die Ergebnisse zusammengefasst.

Tabelle 8: Wichtigste Annahmen für die Berechnung der Betriebskosten

Beschreibung	Einheit
Energiepreise	
Strompreis Winter	90 CHF/MWh _{el}
Strompreis Sommer	70 CHF/MWh _{el}
Netznutzungsgebühr Stromanteil Verflüssigung / Bahnverlad	78 CHF/MWh _{el}
Preis ND-Dampf (3.5 bara)	14 CHF/MWh _{th}
Zurückgegebene Fernwärme	-14 CHF/MWh _{th}
Wartungskosten (anteilig an Investitionskosten)	
Anlagentechnik Abscheidung	3%
Anlagentechnik Verdichtung	2%
Anlagentechnik Abwärmenutzung	2%
Anlagentechnik Verflüssigung	2%
Anlagentechnik Zwischenspeicher	1%
Anlagentechnik Bahnverlad	1%
Elektrotechnik	4%
Bau	0.5%
Gebäudetechnik	0.5%
Pipeline	0.5%

Tabelle 9: Berechnete Betriebskosten pro Jahr und pro Tonne CO₂

Betriebskosten (Fernwärmeszenario 70 GWh/a, Preisstand Q4 2024, ohne MwSt.)	Aminwäsche	HPC
KVA Linth gesamt	6'600'000 CHF/a	7'480'000 CHF/a
<i>Personalaufwand / Wartung und Unterhalt (inkl. Elektro- und Gebäudetechnik) / Übrige betriebliche Aufwendungen</i>	1'190'000 CHF/a	1'080'000 CHF/a
CO ₂ -Abscheidung	4'150'000 CHF/a	5'550'000 CHF/a
<i>davon Lösungsmittel (MEA oder HPC)</i>	230'000 CHF/a	20'000 CHF/a
<i>davon Strombedarf</i>	330'000 CHF/a	2'490'000 CHF/a
<i>davon Niederdruckdampf</i>	1'930'000 CHF/a	1'170'000 CHF/a
Verdichtung	1'210'000 CHF/a	1'230'000 CHF/a
Abwärmenutzung (inkl. Wärmeverkauf)	50'000 CHF/a	-380'000 CHF/a
Pipeline gesamt	160'000 CHF/a	
Weesen gesamt	2'700'000 CHF/a	
<i>Personalaufwand / Wartung und Unterhalt (inkl. Elektro- und Gebäudetechnik) / Übrige betriebliche Aufwendungen</i>	1'500'000 CHF/a	
Verflüssigung	980'000 CHF/a	
<i>davon Strombedarf</i>	820'000 CHF/a	
Zwischenspeicherung & Bahnverlad	220'000 CHF/a	
Total Betriebskosten (Abscheidung, Verdichtung, Verflüssigung und Verlad ohne Amortisation)	9.5 Mio. CHF/a 78 CHF/tCO₂	10.3 Mio. CHF/a 84 CHF/tCO₂

8.7. Gestehungskosten

Basierend auf den oben gezeigten Investitionskosten (Kapitel 0) von CHF 159 Mio. für die Aminwäsche und CHF 175 Mio. für das HPC-Verfahren und den Betriebskosten (Kapitel 0) von 78 CHF/tCO₂ für die Aminwäsche resp. 84 CHF/tCO₂ für das HPC-Verfahren wurden die Gestehungskosten für das Projekt CCS Linth bis Bahnverlad, wie in Abbildung 31 dargestellt, berechnet (Preisstand Q4 2024, ohne MwSt.). Der kalkulatorische Zinssatz wurde dabei gemäss Empfehlung vom BFE für Fernwärmeanlagen auf 4.6 % und die Abschreibedauer auf 25 Jahre gesetzt. Der Transport ab Verlad Weesen bis zum Speicherort und die geologische Speicherung des CO₂ sind nicht miteinberechnet.

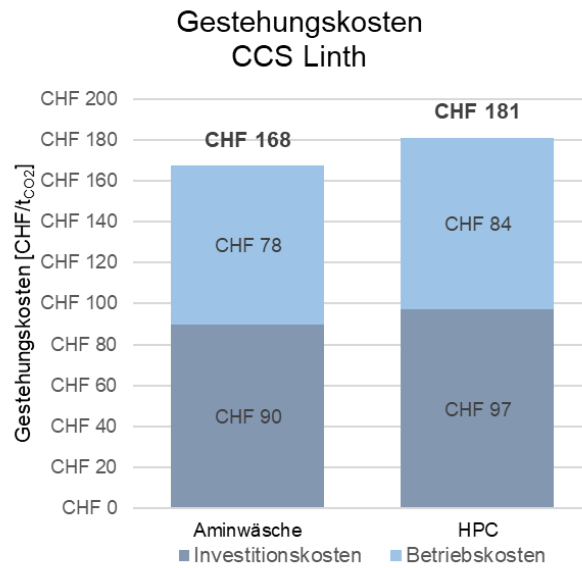


Abbildung 31: Gestehungskosten CCS Linth ohne Transport und Einlagerung (Preisstand Q4 2024, ohne MwSt.)

Basierend auf Gesprächen und ersten Richtpreisangeboten für den Transport, CO₂-Hub-Dienstleistungen und die Speicherung, wird aktuell geschätzt, dass sich die Gestehungskosten für die gesamte Prozesskette bis und mit Speicherung auf ca. 340-390 CHF pro Tonne physisch gespeichertem CO₂ belaufen werden.

9. Internationale Logistik

Die Transportlogistik ist ein kritisches Element der CCS-Kette. Derzeit existiert noch keine spezifische Logistikinfrastruktur für den internationalen Transport und die Speicherung von CO₂ aus Schweizer KVA.

Eine zentrale Frage ist die Wahl des Transportmittels und die damit verbundenen Vor- und Nachteile. Für den CO₂-Transport an Land kommen vier Transportmittel in Frage: Pipeline, Eisenbahn, Rheinschiffe und Lastwagen. Während Lastwagen und Eisenbahn schon länger und seit kürzerem vereinzelt auch Schiffe^{86,87} für den Transport von CO₂ eingesetzt werden, muss die benötigte Infrastruktur für den internationalen Pipelinetransport in Europa zuerst geplant und aufgebaut werden.

Handelt es sich bei der Speicherstätte um eine geologische Formation unter dem Meeresboden, wird das CO₂ an der Küste entweder auf ein Schiff verladen oder in eine Unterwasser-Pipeline eingespeist. Zum heutigen Zeitpunkt liegen die zu erwartenden Distanzen basierend auf aktuellen Speicherprojekten für den onshore-Transport in einem Bereich von 650 -1500 km und für den offshore-Transport in einem Bereich von wenigen 10 km bis mehreren 100 km. Die nachfolgende Betrachtung beschränkt sich auf die geeigneten Transportmittel an Land.

Pipeline

Langfristig bietet sich für den Transport von CO₂ ein Pipelinenetzwerk an. Pipelines weisen starke Skaleneffekte auf, wodurch sie besonders bei grossen CO₂-Mengen im Bereich von Millionen Tonnen pro Jahr langfristig deutliche Kostenvorteile bieten.⁸⁸ Zudem bringt der Transport von CO₂ in einer Pipeline nur geringe CO_{2,eq}-Emissionen mit sich.⁸⁹ Auf Grund dieser Vorteile sind innerhalb Europas CO₂-Pipelinenetze an Land und im Meer in Planung. In der Schweiz gibt es mit der CO₂ Pipeline Schweiz AG erste Bestrebungen, ein derartiges Transportnetz in der Schweiz aufzubauen. Allerdings gibt es dabei grosse Hürden zu überwinden. Neben Herausforderungen bei der Trasseefindung in dicht besiedeltem Gebiet sowie in der Schweiz bislang unklaren Zuständigkeiten und Bewilligungsaufgaben betrifft dies vor allem die Investitionsbereitschaft. Kein privater Akteur wird in Pipelines investieren, solange kaum Abscheideprojekte umgesetzt werden und die Marktvolumina nicht vorausgesagt werden können. Gleichzeitig sind Abscheideprojekte ohne Pipelinenetz umso kostspieliger – ein typisches Henne-Ei-Problem. Um es zu durchbrechen, ist es wichtig, erste Projekte trotz den hohen Kosten mit bestehender Infrastruktur umzusetzen, um so Vertrauen aufzubauen und die nötigen Investitionen auszulösen.

Eisenbahn

Die Bahn ist für den Transport von CO₂-Mengen aus einzelnen KVA über grosse Distanzen geeignet. Die Kapazität des Schienennetzes für den Transport von CO₂ liegt schätzungsweise in der Grössenordnung von 1 Mio. Tonnen CO₂ pro Jahr. Der Schienentransport von CO₂ ist technisch bereits seit Jahrzehnten etabliert, zumindest für kleinere Mengen und kürzere Distanzen. Die CO_{2,eq}-Emissionen, die aufgrund des Energiebedarfs beim Schienentransport verursacht werden, sind moderat und es ist zu erwarten, dass sie sich in Zukunft weiter verringern werden (De-karbonisierung der Elektrizität).⁸⁹ Beim Transport auf der Schiene greifen jedoch kaum Skaleneffekte und darum ist der Bahntransport vor allem für grosse CO₂-Mengen teurer als mittels Pipeline.⁹⁰ Zudem benötigt der Bahntransport über lange Distanzen im Vergleich zur Pipeline mehr Energie. Für den Transport des CO₂ auf der Schiene stehen zwei Möglichkeiten zur Verfügung: ISO-Container und Bahnkesselwagen. Die beiden Optionen unterscheiden sich in den Kosten, der Flexibilität, der Haltedauer und der benötigten Infrastruktur.⁹⁰

Ein ISO-Container ist ein genormter Frachtcontainer, der für den Transport von CO₂ aus einem (meist vakuumisolierten) Kessel und einem Rahmengerüst besteht und rund 20 t CO₂ fasst. Ein ISO-Container hat den Vorteil, dass er mit Lastwagen, Bahnwagen und Schiff transportiert und flexibel verladen werden kann. Die Haltedauer ist sehr hoch und das CO₂ kann 60 Tage oder länger im ISO-Container verbleiben. Eine solche Haltedauer ist für den Transport des CO₂ mehr als ausreichend und es sind darum diesbezüglich keine Einschränkungen zu erwarten. Nachteilig wirken sich die spezifischen Kosten pro Transportkilometer und Tonne CO₂ aus, die höher sind als beim Transport mit Bahnkesselwagen.⁹⁰

Ein Bahnkesselwagen hat ein Fassungsvermögen von circa 60 Tonnen CO₂ und erlaubt damit einen effizienteren Transport als mit Isotainer auf Bahnwagen. Der Kessel ist gewöhnlich nur mit Schaum isoliert und die Haltedauer des CO₂ liegt deshalb nur bei circa 5-10 Tagen. Die Haltedauer wird von der Aussentemperatur beeinflusst - heisse Sommertage verkürzen die Haltedauer. Dieser nachteilige Umstand muss bei der Logistikplanung mitberücksichtigt werden. Der Verlad von CO₂ mit Bahnkesselwagen benötigt eine Verladeinfrastruktur am Gleis, damit das CO₂ in und aus dem Kesselwagen gepumpt werden kann. Dies ist je nach Standort eine grosse Herausforderung. Idealerweise befindet sich die Bahnverladeinfrastruktur direkt bei der Abscheidanlage. Falls dies nicht möglich ist – wie bei der KVA Linth – kann das CO₂ mittels einer Pipeline zu einem geeigneten Standort transportiert werden, was jedoch zusätzliche Kosten und Komplexität mit sich bringt.

Rheinschiff

Für die Schweiz kommt für den Schifftransport vornehmlich der Transport auf dem Rhein ab Basel in Betracht.⁸⁸ Auch wenn der CO₂-Transport mit Rheinschiffen geringe spezifischen Kosten pro Transportkilometer und Tonne CO₂ aufweist, sind die CO_{2,eq}-Emissionen der Diesel-betriebenen Schiffe hoch.⁸⁹ Zudem hat der Transport des CO₂ mit Rheinschiffen den Nachteil, dass die maximal transportierbare CO₂-Menge pro Schiff vom Wasserstand des Rheins abhängt. Bei Niedrigwasser führen die Schiffe eine geringere Ladung mit sich, damit sie nicht das Flussbett touchieren und beschädigt werden. Diese wetterbedingte Abhängigkeit der Transportkapazität könnte bei Trockenphasen (wie sie in den letzten Jahren gehäuft beobachtet wurden) oder bei Hochwasser zu Transportengpässen führen.

Für CO₂-Punktquellen, die sich ausserhalb des Raums Basel befinden, bedingt der Anschluss an den Rheinwasserweg zusätzliche Verladeschritte. Zum heutigen Zeitpunkt, ohne vorhandenes Pipelinenetz in der Schweiz, könnte das CO₂ beispielsweise auf der Schiene nach Basel transportiert werden. Dabei stellt sich die Frage, ob sich der Verlad auf Rheinschiffe kostenmässig lohnt, oder ob das CO₂ besser direkt per Bahn zu einem internationalen Hub transportiert wird.

Lastwagen

Lastwagen sind flexible Transportmittel. LKW mit Dieselmotor erzeugen aber von allen vier diskutierten Transportmitteln die grössten CO_{2,eq}-Emissionen. Dieser Umstand gilt sowohl für den Transport von CO₂ in ISO-Container wie auch den Transport von CO₂ in Spezialtankwagen.⁹⁰ Lastwagen mit batterieelektrischem Antrieb oder Wasserstoffantrieb weisen geringere CO_{2,eq}-Emissionen auf als Diesellastwagen. Es ist jedoch zu erwarten, dass die klimatischen Auswirkungen (CO_{2,eq}-Emissionen pro Tonne CO₂ und pro Transportkilometer) dieser Lastwagen auch in Zukunft im Vergleich zur Schiene höher ausfallen werden.⁸⁹

Über eine kurze Distanz von wenigen Kilometern sind die spezifischen Transportkosten pro Tonne CO₂ und Transportkilometer tief. Dies ist jedoch nicht der Fall für Transportdistanzen von

hundert bis mehreren hundert Kilometern, wie sie bei einem Schweizer CCS-Projekt anfallen werden. In diesem Bereich sind die spezifischen Transportkosten von Lastwagen höher als die von Pipeline, Bahn oder Schiff.⁹⁰ Als einen weiteren Nachteil ist zu erachten, dass der Lastwagentransport von grossen CO₂-Mengen das Verkehrsaufkommen auf den Strassen stark erhöht.

Der grosse Vorteil des Lastwagentransports liegt darin, dass kein Gleisanschluss und deutlich weniger Platz für den Verlad benötigt wird. Für erste Projekte können – z.B. batterieelektrisch betriebene – Lastwagen daher eine interessante Option sein, um das CO₂ über eine kurze Distanz von der Punktquelle zu einem geeigneten Bahnverlad zu transportieren. Im Falle der KVA Linth wären dazu in einem Jahr rund 5'000 Lastwagenfahrten pro Richtung nötig.

9.1. CO₂ Logistik beim Projekt CCS Linth

Auch wenn der Bau einer europaweiten Infrastruktur mit CO₂-Pipelines in Diskussion ist, muss davon ausgegangen werden, dass zum Zeitpunkt der Inbetriebnahme des Projekts CCS Linth noch kein durchgehendes Pipelinenetz zur Verfügung stehen wird. Der Transport mittels Lastwagen über die Strasse ist für kleine CO₂-Mengen zweckmässig; um die im Projekt vorgesehene jährliche Abscheidemenge von 130'000 tCO₂ effizient ins Ausland zu transportieren, ist der Lastwagentransport jedoch nicht geeignet. Aus diesen Gründen ist CCS Linth auf die Bahn als kurzfristig verfügbares und für die benötigten Transportmengen geeignetes Transportmittel ausgerichtet.

Die KVA Linth verfügt bisher über keinen direkten Bahnanschluss. Darum ist gemäss Vorprojekt in Kapitel 8 geplant, das CO₂ auf dem Bahnhofsareal Weesen für den internationalen Transport auf Bahnkesselwagen zu verladen. Das CO₂ wird dabei mit einer Pipeline zum Bahnhof geführt. Für den Fall, dass weitere lokale CO₂-Emittenten auf die geplante CCS-Kette zugreifen möchten, ist auf dem Bahnhofsareal in Weesen ein Lastwagenentlad mitgeplant. Derart könnten die Lagertanks in Weesen und die CO₂-Logistikette von kleineren lokalen CO₂-Emittenten mitbenutzen werden.

CO₂-Emissionen des Transports

Die Transportdistanz hat einen relevanten Einfluss auf den ökologischen Fussabdruck eines CCS-Projekts. Im Allgemeinen reduzieren kürzere Distanzen die CO_{2,eq}-Emissionen der Logistik. Um den Einfluss der oben angegebenen Transportdistanzen auf die Projektemissionen abschätzen zu können, hat die ETH Zürich eine Lebenszyklusanalyse für das Projekt CCS Linth durchgeführt. Darin zeigt sich, dass die zu erwartenden CO₂-Emissionen des Transports mit Bahnkesselwagen moderat sind und bei circa 4-9% des gespeicherten CO₂ liegen. Für detailliertere Informationen hierzu wird auf Kapitel 13 verwiesen.

Oft wird das Argument aufgeführt, dass es doch keinen Sinn ergebe, das CO₂ so weit ins Ausland zu transportieren. Um dies zu relativieren, kann man sich überlegen, dass der in einem Kunststoffprodukt enthaltene Kohlenstoff vor der Verbrennung in einer KVA meist schon weit längere Transportwege zurückgelegt haben dürfte, als es für die CCS-Kette nötig ist. Siehe dazu als beispielhafte Abbildung 32, wo eine mögliche 'Reise' eines fossilen Kohlenstoffatoms von der Erdölförderung bis zur permanenten geologischen Speicherung dargestellt ist. Zudem sind die Schweizer Erdöleinfuhren bereits mit viel grösseren Transportdistanzen und Kohlenstoffmengen verbunden.⁹¹

- Im Jahr 2024 wurden 9.3 Mio. Tonnen Rohöl und Fertigprodukte wie Benzin, Diesel oder Heizöl in die Schweiz importiert, während bei CCS an allen Schweizer KVA zukünftig gut 3.6 Mio. Tonnen CO₂ pro Jahr exportiert würden.
- Das im Jahr 2024 in die Schweiz importierte Rohöl stammte hauptsächlich aus den USA (54.5%) und Nigeria (36.9%). Die mit diesem Import verbundene Transportdistanzen liegen deutlich über den Distanzen, die das CO₂ für die geologische Speicherung innerhalb Europas zurücklegt.



Abbildung 32: Beispielhafte Illustration möglicher Transportdistanzen eines Kohlenstoffatoms von der Förderung über die Herstellung eines Produkts bis zur Speicherung. Die Transportdistanz des bei der KVA abgeschiedenen CO₂ macht nur einen kleinen Teil der gesamten 'Reise' aus.

Anbieter und Partner innerhalb der Transportlogistik und Speicherung

Im Rahmen des Projekts wurden Gespräche mit diversen Anbietern und Partnern geführt, um sich vertieft mit den verschiedenen Möglichkeiten der internationalen Transportlogistik und anschließender geologischer Speicherung von CO₂ auseinanderzusetzen. Die nachfolgende Auflistung gibt einen Überblick über die verschiedenen Anbieter, mit denen ein Austausch stattfand.

- **Bahnkesselwagen.** Gespräche mit Anbietern von Bahnkesselwagen für den Transport von flüssigem CO₂ zeigen, dass die technische und terminliche Machbarkeit gegeben ist. Bei stark steigender Nachfrage aufgrund eines grossflächigen CCS-Rollouts könnten sich jedoch die Lieferzeiten kritisch verlängern.
- **Transportdienstleistung.** Es fanden erste Abklärungen bezüglich des Transports und der Anlieferung der Bahnkesselwagen zu geeigneten CO₂-Hubs statt. Hierbei handelt es sich um Standarddienstleistungen für Logistikunternehmen und erste Richtpreisangebote liegen vor.
- **Hubs auf dem Festland.** Für sich im Aufbau befindende Hubs auf dem europäischen Festland sind grenzüberschreitende Pipelinesysteme in Planung. Der Zeithorizont dieser Projekte spannt sich jedoch über einen grösseren Zeitraum und mit einer Fertigstellung dieser Infrastruktur bis zur Inbetriebnahme ist nicht zu rechnen.

- **Hubs in Häfen mit Bahnentlad.** Diverse Gespräche mit Unternehmen, die den Bau und den Betrieb eines CO₂-Umschlagplatzes in einem Hafen planen, zeigen, dass in vielen Projekten ein Bahnentlad nicht von Beginn an im geplanten Projektumfang enthalten ist. Oftmals sind die Planung und der Bau der Bahninfrastruktur erst in einem zweiten Ausbauschnitt vorgesehen oder nur als Option berücksichtigt.
- **Speicherstätten.** Zurzeit ist in Europa nur eine kleine Anzahl von Onshore-Speicherstätten in Planung, die grosse Mehrheit der geplanten Speicherstätten befinden sich im Meeresuntergrund, siehe Kapitel 10.3. Es gibt die Möglichkeit, dass ein Unternehmen oder eine Kollaboration von Unternehmen gleichzeitig die Speicherstätte und den Hub betreibt und den Teil dieser Wertschöpfungskette (Umschlag, Offshore-Transport und Speicherung) als Paket anbietet. Zum anderen gibt es die Möglichkeit, dass der CO₂-Umschlag als reine Dienstleistung angeboten wird. In diesem Fall liegt die Wahl der Speicherstätte und die entsprechende Koordination beim CO₂-Emittenten.
- **Transport- und Speicherung als Dienstleistung.** Es wurde auch die Möglichkeit betrachtet, die Planung und den Betrieb der gesamten Transport- und Speicherkette einer Firma als Dienstleistung zu übergeben. Es zeigte sich, dass diese Art der Dienstleistung noch im Aufbau begriffen ist, aber durchaus eine sinnvolle Option für KVA sein könnte. Der Aufbau einer internationalen Transport- und Speicherkette mit zahlreichen Partnern und den nötigen vertraglichen Vereinbarungen ist äusserst komplex und für einzelne KVA-Betreiber womöglich kaum zu stemmen.

10. Speicherung

In diesem Bericht wird zwischen zwei grundsätzlichen Methoden unterschieden, um das abgeschiedene CO₂ einer KVA oder einer anderen beliebigen Punktquelle langfristig zu speichern. Es sind dies:

- der Prozess des Carbon Capture and Storage (CCS), mit der geologischen Speicherung des CO₂.
- der Prozess des Carbon Capture Utilization and Storage (CCUS), mit der Speicherung des CO₂ in einem Produkt.

Bei beiden Methoden muss das abgeschiedene CO₂ langfristig daran gehindert werden können, in die Atmosphäre zu gelangen.

10.1. CCS - Geologische CO₂-Speicherung

In diesem Bericht wird unter CCS explizit die geologische Speicherung von CO₂ verstanden, bei der das CO₂ in eine geeignete Gesteinsformation im Untergrund injiziert und in diesem Reservoir permanent gespeichert wird. Geoengineering-Massnahmen wie CO₂ im Meer oder auf dem Meeresboden zu deponieren, fallen nicht darunter. Diese Arten der CO₂-Speicherung sind gemäss dem London Protokoll und der Europäischen Richtlinie über die geologische Speicherung von Kohlendioxid verboten.^{92,93}

Für CCS-Projekte in der Schweiz wird durch das CO₂-Kompetenzzentrum auch die CO₂-Speicherung im Rahmen von Enhanced Oil Recovery (EOR) nicht in Betracht gezogen. Der Sammelbegriff EOR umfasst verschiedene Technologien, mit denen eine gesteigerte Förderung des Erdöls über die primäre und sekundäre Förderung hinaus erreicht wird. Eine der Methoden für EOR ist die Injektion von CO₂ in das Erdölreservoir. Falls sich dabei ein Anteil des injizierten CO₂ im Erdöl löst und dadurch die Viskosität des Erdöls verringert, ist dies einer der Faktoren, der die Ausbeutesteigerung über die gewöhnlichen Fördermethoden hinaus ermöglicht. Bei der Anwendung von CO₂-basiertem EOR wird das CO₂ zwar im Reservoir gespeichert. EOR-Projekte bezwecken aber primär eine Ausbeutesteigerung von Erdölfeldern. CO₂-Emissionen zu vermindern, steht dabei nicht im Vordergrund. Und auch wenn nur die Phase der tertiären Erdölförderung betrachtet wird und die vorangehende Förderphasen ausser Acht gelassen werden, erzeugen die meisten CO₂-EOR Projekte mehr CO₂-Emissionen, als CO₂ durch die Injektion gespeichert wird. Zudem ist mit weniger hohen Standards für die Bewilligung und für die Überwachung des Reservoirs zu rechnen, als sie für die geologische Speicherung von CO₂ angewandt werden.⁹⁴ Ein Beispielprojekt für die Anwendung dieser Technologie ist das Weyburn-EOR-Projekt⁹⁵ in Kanada, welches CO₂ zur tertiären Förderung von Erdöl benutzt. Im Weyburn-Feld wird seit dem Jahr 2000 CO₂ in das Carbonatgestein der Erdölreservoirs injiziert und gespeichert. Das zur Förderung verwendete CO₂ stammt hauptsächlich aus einem Industrieprozess in den USA (Kohlevergasung) und zusätzlich aus der CO₂-Abscheidung des Kohlekraftwerks Boundary Dam in Kanada. Weltweit tragen zurzeit hauptsächlich CO₂-basierte EOR-Projekte zur geologischen Speicherung von CO₂ bei. So sind im Jahr 2023 schätzungsweise 45 Mio. Tonnen CO₂ geologisch gespeichert worden und davon grob 90% in EOR-Projekten.⁹⁶ Im Rahmen dieser EOR-Projekte sind weltweit auch grosse CO₂-Pipelinennetze (insgesamt mehrere 1000 Kilometer) schon seit mehreren Jahren bis Jahrzehnten in Betrieb.⁹⁷

Die unterirdische Speicherung von CO₂ ist keine menschliche Erfindung: Weltweit gibt es viele natürliche Speicherstätten, die CO₂ seit Tausenden bis Millionen von Jahren an Ort und Stelle

halten. Diese natürlichen Ansammlungen in Gesteinsformationen zeigen, dass CO₂ verlässlich und für einen klimarelevanten Zeitraum geologisch gespeichert werden kann.⁹⁸

Es gibt verschiedene Gesteinsformationen, die für die geologische Speicherung von CO₂ geeignet sind. Mögliche CO₂ Speicherstätten finden sich in salzwasserhaltigem Gestein, sogenannten salinen Aquiferen, in erschöpften Erdgas- und Ölfeldern und in Basaltgestein oder anderen Gesteinen mit CO₂-Mineralisierungspotential. Möglicherweise erweisen sich in Zukunft auch nicht für den Abbau geeignete Kohlelagerstätten als geeignete Speicherstätten. Die Gesteinsformationen befinden sich in bis zu mehreren Kilometern Tiefe unter dem Meeresboden und unter der Erdoberfläche an Land. Je nach geologischer Formation sind unterschiedliche Mechanismen für den Rückhalt des CO₂ relevant.^{99,100}

Wenn die nötigen Sicherheitsstandards¹⁰¹ eingehalten werden (siehe Kapitel 14.1.2), ist es unwahrscheinlich, dass ein gut geprüfter und sorgfältig errichteter Speicherkomplex undicht wird. Falls CO₂ austreten würde, ist dies entlang einer Bohrung oder einem Gesteinsversatz zu erwarten. Bei Speicherung unter dem Meeresboden wäre der Haupteffekt eine lokale Absenkung des pH - Werts am Meeresboden, also eine räumlich begrenzte Auswirkung.⁹⁸

Für eine klimarelevante und permanente Speicherung muss sichergestellt sein, dass das CO₂ über mehrere Jahrhunderte bis Jahrtausende im Gestein verbleibt. Der Weltklimarat gibt eine wissenschaftliche Einschätzung über die Wahrscheinlichkeit ab, dass in diesen Zeiträumen mehr als 99% des ursprünglich gespeicherten CO₂ im Speicherreservoir verbleiben.¹⁰⁰ Für einen Zeitraum von 100 Jahren ist dies 'sehr wahrscheinlich' und für einen Zeitraum von 1000 Jahren 'wahrscheinlich'.¹⁰⁰ Die Voraussetzung dafür ist, dass bei der Auswahl und dem Betrieb der Speicherstätte hohe Sicherheitsstandards eingehalten werden. Für den Rückhalt des CO₂ im Gestein sorgen mehrere Mechanismen. Da sich deren Wirkung über die Zeit verstärkt, wird eine Speicherstätte mit der Zeit immer sicherer und auch für grössere Zeiträume über 1000 Jahre hinaus kann mit ähnlichen Wahrscheinlichkeiten gerechnet werden.

Die weltweit vorhandene und nutzbare Kapazität für geologische CO₂-Speicherung wird auf 1460 Mia. Tonnen CO₂ geschätzt.¹⁰² Gemäss einem Bericht der europäischen Kommission bedingt das Klimaziel der EU, dass bis 2050 etwa 250 Mio. Tonnen CO₂ pro Jahr abgeschieden und geologisch gespeichert werden.¹⁰³ Über einen Zeitraum von 200 Jahren entspricht dies einer gespeicherten CO₂-Menge von 50 Mia. Tonnen oder rund 3% der global zu erwartenden Speicherkapazität.

Abbildung 33 zeigt die in diesem Kapitel erwähnten, bestehenden geologischen Speicherstätten. Es handelt sich um Speicherstätten in salinen Aquiferen (industrieller Betrieb), in Basalt und Peridotit (Pilotmassstab) und in Carbonatgestein (EOR). Abbildung 34 zeigt sich in Planung befindende europäische Speicherstätten.

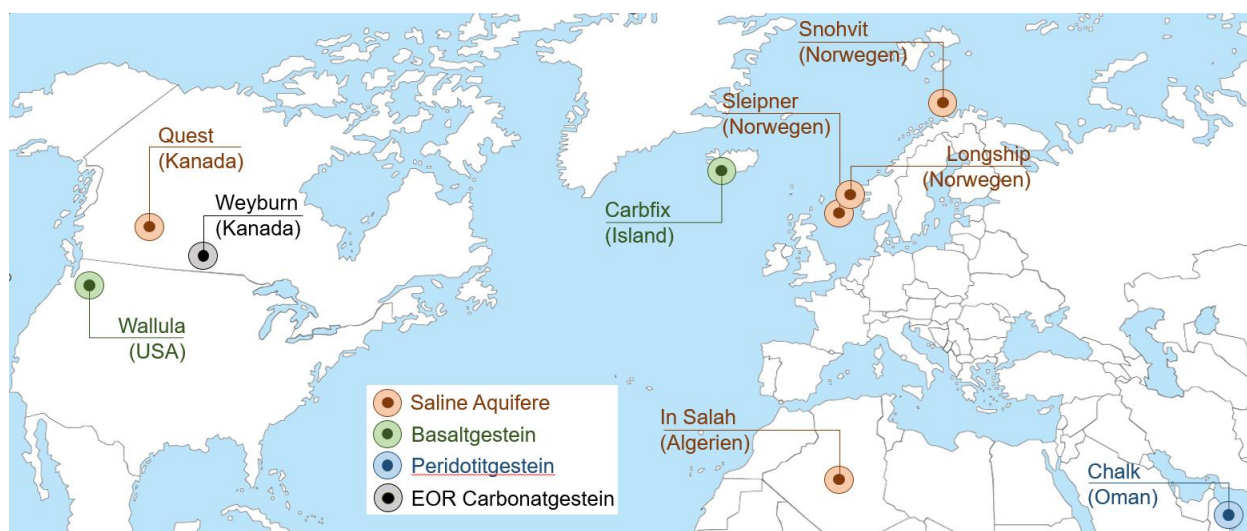


Abbildung 33: Beispiele bestehender geologischer CO₂-Speicherprojekte in salinen Aquifere (industrieller Betrieb), in Basalt- und Peridotitgestein (Pilotmasstab) und in Carbonatgestein (EOR). Sich im Aufbau befindende europäische Speicherstätten sind hier nicht gezeigt.

10.1.1. Saline Aquifere und erschöpfte Gas- und Ölfelder

Erschöpfte Gas- und Ölfelder bieten sich als Kandidaten für die geologische Speicherung von CO₂ an. Die geologische Struktur ist schon sehr detailliert untersucht und die vorhandene Infrastruktur und bestehende Bohrungen können umgenutzt werden. Neben Gas- und Ölfeldern bieten sich auch saline Aquifere für die geologische CO₂-Speicherung an.^{99,98} Weltweit sind schon einige Speicherstätten in salinen Aquifere in Betrieb.^{87,104,105}

Für die Speicherung wird das zur Lagerstätte transportierte CO₂ unter Druck über eine Injektionsbohrung in das Speichergestein verpresst. Dazu muss der Injektionsdruck höher sein als der im Reservoir vorherrschende Druck. Das CO₂ im Speichergestein befindet sich in einem überkritischen Zustand. In diesem physikalischen Zustand ist das CO₂ ähnlich dicht wie im flüssigen Zustand, besitzt aber gleichzeitig eine niedrige Viskosität wie ein Gas. Diese Eigenschaften erlauben es, das Speicherpotential eines Reservoirs optimal auszunutzen und somit CO₂ in grossen Mengen geologisch zu speichern. Zur Veranschaulichung: Gasförmiges CO₂ an der Erdoberfläche mit einem Volumen von 1000 m³ reduziert sein Volumen durch den Übergang in den überkritischen Zustand in einer Tiefe von 800 m auf nur 3.8 m³. Damit das gespeicherte CO₂ nach der Injektion im überkritischen Zustand verbleibt, muss sich das Speichergestein in einer Tiefe > 800 m befinden.⁹⁸

Rückhaltemechanismen

Bei erschöpften Gas- und Ölfeldern und salinen Aquifere ist der physische Rückhalt des CO₂ durch ein Barrieregestein, auch Deckgestein oder Caprock genannt, am wichtigsten.^{99,100} Undurchlässige Gesteinsschichten über dem Speichergestein dienen als Barriere gegen Bewegungen des CO₂. Diese Schicht verhindert, dass das CO₂ aus dem Speicherreservoir in andere Gesteinsformation oder an die Oberfläche entweicht. Das Deckgestein als physische Barriere muss verschiedene Voraussetzungen erfüllen. So darf es keine geologischen Störungen aufweisen, die zu einer lokalen Undichtigkeit führen könnten. Auch muss die niedrige Durchlässigkeit über einen sehr langen Zeitraum gewährleistet sein und der Rückhaltemechanismus darf sich durch chemische Reaktionen des CO₂ mit dem Gestein nicht verschlechtern. Zudem muss es mechanischen Spannungen standhalten können. Solche Spannungen im Gestein können durch die CO₂-

Injektion selbst oder durch seismische Aktivitäten entstehen. Gesteine, die als Barrieregestein in Betracht fallen, sind unter anderem Tonstein und Schiefer.

Ein weiterer Rückhalte Mechanismus ist die chemische Reaktion des CO₂ mit dem Formationswasser, das sich in den Porenräumen des Speichergesteins befindet.^{99,100} Besonders in salzwasserhaltigem Gestein ist dies ein zusätzlicher relevanter Prozess für die langfristige Speicherung des CO₂. Bei salinen Aquiferen handelt es sich beim Formationswasser um Sole, stark salzhaltiges Wasser, in dem sich das CO₂ löst. Die CO₂-gesättigte Sole ist dichter als das ursprüngliche Formationswasser und sinkt darum im Speichergestein ab. Dieser Vorgang verringert die Wahrscheinlichkeit weiter, dass das CO₂ aus dem Reservoir entweicht.

Nebst den hier erwähnten Rückhalte Mechanismen gibt eine Reihe weiterer Vorgänge, die die Bewegung des CO₂ im Reservoir zusätzlich verringern und so langfristig zu einer sicheren Speicherung des CO₂ beitragen. Darunter fällt zum Beispiel der mineralische Rückhalt^{99,100}, der für die Speicherung in salinen Aquiferen und erschöpften Gas- und Ölfeldern jedoch von geringer Bedeutung ist.

Beispiele für industriell betriebene CO₂-Speicherstätten in salinen Aquiferen

Weltweit gibt es schon einige Speicherstätten in salinen Aquiferen, die im industriellen Massstab betrieben werden oder betrieben wurden.¹⁰⁴ Die folgende Auflistung zeigt eine Auswahl solch grossmasstäblich betriebener CO₂-Speicherstätten in salzwasserführenden Grundwasserleitern.

- **Das Sleipner-Projekt**¹⁰⁶ ging 1996 als weltweit erstes CCS-Projekt im industriellen Massstab in Betrieb. Im Sleipner-Feld in der norwegischen Nordsee wird Erdgas gefördert. Der prozentuale CO₂-Anteil im Erdgas beläuft sich auf rund 9%. Dieses CO₂ muss aus dem Erdgas entfernt werden, damit das Erdgas den handelsüblichen Standards entspricht. Anstatt das abgeschiedene CO₂ nach der Aufbereitung des Erdgases in die Atmosphäre zu entlassen, wird es im Sleipner-Feld in eine salzwasserführende Gesteinsformation injiziert. Die Meerestiefe am Ort der Speicherstätte beträgt ~80 m und das Sandsteinreservoir, die Utsira Formation, liegt ~700 m unter dem Meeresboden. Darüber befindet sich ein undurchlässiges Deckgestein aus Schiefer. Die Injektionsrate liegt bei 2800 tCO₂/Tag.
- **Das In Salah-Projekt**^{107, 108} speicherte von 2004 bis 2011 in der algerischen Sahara CO₂ onshore. Im Krechba-Feld in Algerien wird Erdgas mit einem bis zu 10%-Anteil an CO₂ gefördert. Das vom Erdgas abgeschiedene CO₂ wurde bis 2011 in einer salinen Gesteinsformation ~1700 m unter der Erdoberfläche gespeichert. Die Gesteinsformation besteht aus Sandstein und die darüberliegende Deckschicht aus Mudstone. Im Jahr 2010 legten Risikountersuchungen die Vermutung nahe, dass das CO₂ zwar immer noch im Reservoir gespeichert war, aber CO₂ in das untere Deckgestein eingedrungen war. Auf Grund dieser Betrachtungen wurde der Speicherbetrieb im darauffolgenden Jahr eingestellt.
- **Das Snohvit-Projekt**¹⁰⁹ nahm 2008 als zweites norwegisches CCS-Projekt seinen Betrieb auf. Das Snohvit-Feld befindet sich in der Barentssee in ~2400 m Tiefe unter dem Meeresboden. Die Meerestiefe am Ort der Speicherstätte liegt bei ~330 m. Snohvit startete als erstes grossmasstäbliches CCS-Projekt, bei dem das CO₂ an Land abgeschieden und offshore gespeichert wird. Der Transport zur Speicherstätte erfolgt über eine Pipeline auf dem Meeresgrund. Das bei der Erdgasaufbereitung abgetrennte CO₂ wird mit einer Injektionsrate von ~2800 tCO₂/Tag in eine saline Gesteinsformation aus Sandstein gepresst. Drei Jahre nach Inbetriebnahme musste 2011 die CO₂-Injektion in die

ursprüngliche Gesteinsformation gestoppt werden und das Reservoir vorzeitig verschlossen werden. Die CO₂-Speicherung wurde in einem als Rückfallebene vorgesehenes Reservoir wieder aufgenommen. Grund für den vorzeitigen Wechsel war ein überhöhter Druckanstieg im ursprünglichen Reservoir. Der Druckanstieg war zurückzuführen auf zwei tektonische Verwerfungen in einer Distanz von 100 m und 3000 m von der Injektionsstelle. Die zwei Verschiebungen im Gestein wirkten als Barriere, die es nicht erlaubte, die theoretisch vorhandene Speicherkapazität des ursprünglichen Reservoirs auszuschöpfen.

- Das Quest-Projekt in Kanada¹⁰⁵ startete 2015 als weiteres grossmasstäbliches CCS-Projekt. Das CO₂ stammt aus einer Anlage zur Aufbereitung von Bitumen zu synthetischem Rohöl mittels Wasserstoff. Bei der Herstellung des für den Prozess benötigten Wasserstoffs wird CO₂ abgeschieden. Das abgeschiedene CO₂ wird über eine 64 km lange Pipeline transportiert und in einer salinen Gesteinsformation geologisch gespeichert. Pro Jahr werden rund 1 Mio. tCO₂ im Sandsteinreservoir gespeichert.
- Auch beim norwegischen Longship-Projekt⁸⁷ wird das CO₂ nicht am Ort der Speicherstätte abgeschieden. Seit Juni 2025 steht die entsprechende Transport- und Speicherkette des dazugehörigen Northern Lights-Projekts. Dabei wird das CO₂ mit eigens dafür hergestellten Schiffen zum Umschlagterminal in Oygarden in der Nähe von Bergen und von dort per offshore-Pipeline zur Speicherstätte Aurora in der norwegischen Nordsee transportiert. Dort wird das CO₂ in 2600 m Tiefe in salinen Aquiferen gespeichert. Bei Northern Lights handelt sich um den weltweit ersten Speicherstättebetreiber, der die geologische Speicherung des CO₂ als Dienstleistung für Dritte anbietet. In der ersten Projektphase liegt die Speicherkapazität bei 1.5 Mio. tCO₂ pro Jahr. Das zu speichernde CO₂ stammt dabei aus einer Zementfabrik (Heidelberg Materials) und in naher Zukunft aus einer KVA (Hafslund Celsio) im Raum Oslo.

Die aufgeführten Beispielprojekte zeigen, dass eine geologische CO₂-Speicherstätte sicher betrieben werden kann, es aber unabdingbar ist, dass der Betrieb überwacht wird und auf Unregelmässigkeiten reagiert wird.

10.1.2. Basaltgestein und andere Gesteine mit CO₂-Mineralisierungspotential

Eine weitere Speichermethode stellt die Speicherung von CO₂ mittels Carbonatisierung in Wirtsgesteinen wie Basalt oder Peridotit dar. Bei diesen Gesteinsformationen ist der wichtigste Mechanismus für die langfristige Speicherung des CO₂ der mineralische Rückhalt.^{99,100} Dabei reagiert CO₂ mit Wasser und den im Wirtsgestein enthaltenen Mineralen wie Olivin und Pyroxen, die reich an Calcium, Magnesium und Eisen sind. Das CO₂ wird dabei als Carbonatmineral im Wirtsgestein gebunden.¹¹⁰ Wenn die Carbonatisierung wie geplant stattgefunden hat, kann das CO₂ nicht mehr entweichen und ist sehr sicher und langfristig gespeichert.

Beispiele für CCS-Projekte in Basalt und Peridotit

Das Speicherpotential von reaktiven Gesteinen wie Basalt oder Peridotit wird in verschiedenen Projekten untersucht und auch kommerziell umgesetzt. Die folgende Auflistung zeigt eine Auswahl dieser Projekte.

- Die Firma Carbfix speichert in Island CO₂ in Basaltgestein. Sie untersuchte im gleichlautenden Pilotprojekt CarbFix von 2011 bis 2014 das Potential der Basaltformationen in Island zur Speicherung von CO₂.^{111, 112} Bei der von Carbfix verwendeten Methode wird das CO₂ während dem Injektionsvorgang in Wasser gelöst. Die geeigneten Speicherstätten befinden sich 500 m oder tiefer unter der Erdoberfläche. Das im Wasser gelöste, injizierte

CO₂ ist schwerer als das Formationswasser im Basaltgestein und sinkt im Reservoir ab. Aus diesem Grund wird kein Deckgestein für den Rückhalt des CO₂ benötigt. Da das CO₂ in Wasser gelöst ist, beschleunigt dies die natürliche Bildung von Carbonat-Mineralen. Innerhalb von nur zwei Jahren ist ein prozentualer Anteil des CO₂ von 95% mineralisch gebunden. Da die Speicherung beachtliche Wassermengen benötigt, untersuchte Carbfix in nachfolgenden Projekten wie CarbFix2 unter anderem die Möglichkeit, das CO₂ in Meerwasser zu lösen.¹¹³ Mit den beiden Projekten DemoUpCARMA und DemoUpStorage beteiligte sich auch die Schweiz unter Federführung der ETH Zürich an den Projekten von Carbfix. Dabei wurde eine internationale CCS-Kette ausgehend von der Biogasaufbereitungsanlage der ARA Bern als Punktquelle bis zur Speicherstätte von Carbfix in Island aufgebaut.

- Das Wallula-Pilotprojekt^{114, 115} in den USA erprobte die Injektion von überkritischem CO₂ in Basaltgestein. Dabei wurden 2013 knapp 1000 tCO₂ in Basaltgestein in einer Tiefe von 830 – 890 m unter der Erdoberfläche gepresst. Das überkritische CO₂ sammelte sich dabei zuoberst im Basaltreservoir unter dem Deckgestein mit geringer Durchlässigkeit. Während der nachfolgenden zweijährigen Beobachtungsphase zeigte sich in Proben des Formationswasser, dass sich injiziertes, überkritisches CO₂ mineralisch gebunden hatte.
- Das Chalk-Pilotprojekt¹¹⁶ im Oman untersuchte im Zeitrahmen von 2021-2023 die Karbonatisierung von CO₂ in Peridotit in einer Tiefe von 100-400 m. Das verwendete CO₂ stammte aus einer Ammoniakanlage und wurde vor der Injektion in Wasser gelöst. Die Injektionslösung war somit schwerer als das im Peridotit vorhandene Grundwasser und sank ab. Ein erster Rückhalt des CO₂ war damit gegeben. Durch den nachfolgenden Mineralisierungsprozess waren gemäss Massenbilanzberechnung bereits nach 45 Tagen rund 88% des injizierten CO₂ als Carbonat-Mineralen gebunden.

10.1.3. Das geologische Speicherpotential in der Schweiz

Der Transport von CO₂ in geologische Speicherstätten ausserhalb der Schweiz ist mit Kosten verbunden. Zudem entstehen durch den CO₂-Transport weitere CO₂-Emissionen, was die effektive Menge an CO₂, die durch die Speicherung nicht in die Atmosphäre gelangt, reduziert. Es wäre daher von grossem Interesse, CO₂ in der Schweiz geologisch zu speichern. Es stellt sich dabei die Frage, inwiefern die geologischen Formationen der Schweiz geeignet sind, CO₂ im Untergrund zu speichern.

Untersuchungen, wie sie das Projekt Carbostore-CH durchgeführt hat, zeigen: Die vielversprechendste Option für die geologische Speicherung von CO₂ in der Schweiz findet sich in salinen Aquiferen im Mittelland. Das theoretische Speichervolumen in der Region um Fribourg, Olten, Luzern wird auf ungefähr 2680 Mio. Tonnen CO₂ geschätzt.¹¹⁷ Zurzeit erkundet das Pilotprojekt CITru auf dem Gebiet der Gemeinde Trüllikon die Machbarkeit, CO₂ durch ein stillgelegtes Bohrloch der Nationalen Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle (Nagra) in salzwasserhaltigen Grundwasserleiter zu speichern. Das Projekt wird von der ETH Zürich geleitet und von den Bundesämtern für Energie, Umwelt und Landestopografie (swisstopo) begleitet.¹¹⁸

Das Potential für die Carbonatisierung von CO₂ in Basalt und anderen Wirtgesteinen wird in der Schweiz als eher gering eingestuft.^{117,110} Grund dafür sind unter anderem die geologischen Voraussetzungen. Zwar verfügt die Schweiz über Gesteinsformationen, die grundsätzlich in der Lage sind, CO₂ chemisch zu binden. Diese Gesteine weisen jedoch aufgrund alpiner Deformationen komplexe Strukturen und Zusammensetzungen auf, eine schwierige Voraussetzung für den

sicheren Rückhalt des CO₂. Zudem besitzen die alpinen Wirtsgesteine eine geringe Porosität und Durchlässigkeit, was die Speicherkapazität limitiert.

Zusammenfassen lässt sich sagen, dass in der Schweiz salzwasserhaltige Grundwasserleiter vorhanden sind, die sich in weiterer Zukunft für die geologische Speicherung von CO₂ eignen könnten. Um mehr über das nutzbare Potential dieser Gesteinsformationen zu erfahren, bedarf es jedoch weitreichender Untersuchungen, die sich erst in den Anfängen befinden.

10.2. CCUS - CO₂-Speicherung in Produkten

In einem CCUS-Prozess wird das abgeschiedene CO₂ für einen klimarelevanten Zeitraum in einem Produkt oder Material gebunden. CCUS kommt bei verschiedenen Anwendungen zum Einsatz. Beispiele für CCUS-Prozesse sind die Speicherung von CO₂ in KVA-Schlacke oder Abbruchbeton. In beiden Verfahren mineralisiert das CO₂ und bleibt langfristig gebunden.

Sind alle 29 KVA der Schweiz mit einer CO₂-Abscheideanlage ausgestattet und rechnet man mit einer Abscheiderate von 90%, fallen pro Jahr gut 3.6 Mio. Tonnen abgeschiedenes CO₂ an. Diese Jahresmenge an abgeschiedenem CO₂ übertrifft die potentielle Speicherkapazität von CCUS-Verfahren wie der Mineralisierung des CO₂ in Abbruchbeton (max. 0.56 Mio. tCO₂ pro Jahr) oder KVA-Schlacke (< 40'000 tCO₂ pro Jahr) bei weitem. Der Löwenanteil des abgeschiedenen CO₂ aus der Kehrrechtverbrennung der Schweiz wird daher geologisch gespeichert werden müssen. Je nach lokalen Gegebenheiten kann es dennoch interessant sein, einen Teil des abgeschiedenen CO₂ einem CCUS-Prozess zu zuführen.

10.2.1. Speicherung von CO₂ in KVA-Schlacke

Ein für KVA untersuchter Ansatz ist die lokale Speicherung des abgeschiedenen CO₂ in der bei der Verbrennung anfallenden Rostasche, sprich Schlacke. Die in Deponien entsorgte KVA-Schlacke verändert im Laufe der Jahrzehnte ihre chemische Zusammensetzung. Dabei können Schwermetalle mit dem Sickerwasser aus der Deponie ausgelesen werden. Diesem Prozess wirkt ein natürlicher Carbonatisierungsprozess entgegen. Befindet sich KVA-Schlacke in Kontakt mit Wasser und Luft, mineralisiert CO₂ aus der Luft in der Schlacke und ist damit gebunden. Diese Carbonatbildung stabilisiert die chemische Zusammensetzung der Schlacke und verringert damit die Menge an ausgewaschenen Schwermetallen.¹¹⁹ Wird CO₂ in der Schlacke gespeichert, bevor die Schlacke auf eine Deponie gebracht wird, kann sich das daher positiv auf die Deponienach-sorge auswirken.¹²⁰

Der natürliche Carbonatisierungsprozess von KVA-Schlacke mit CO₂ aus der Luft kann beschleunigt werden, in dem die Schlacke während der Carbonatbildung umgeschichtet und nachbefeuchtet wird. Die Carbonatbildung in der Schlacke kann zudem aktiv herbeigeführt und verstärkt werden, indem die Schlacke mit CO₂ begast und/oder in Kontakt mit wasserlöslichen Salzen gebracht wird.¹¹⁹

Zurzeit sind Forschungsprojekte der Universität Bern und der Ostschweizer Fachhochschule am Laufen, die sich mit der CO₂-Speicherung in KVA-Schlacke befassen.^{120,119} Erste Resultate einer Vorstudie mit Beteiligung der Firma Neustark zeigen ein Speicherpotential von Trockenschlacke von knapp 40 kg CO₂ / t Schlacke.^{121,120} Aus einer Tonne Abfall resultieren ca. 200 kg Schlacke, die potentiell 8 kg CO₂ speichern kann. Auf eine Tonne Abfall fällt jedoch rund eine Tonne abgeschiedenes CO₂ an. Es ist daher ersichtlich, diese Anwendung ist durchaus interessant

hinsichtlich einer verbesserten Deponienachsorge, der Grossteil des abgeschiedenen CO₂ (>99%) muss jedoch auf anderen Wegen gespeichert werden.

10.2.2. Speicherung von CO₂ in Betongranulat

Nicht nur in KVA-Schlacke, auch in Beton findet der Prozess der Carbonatisierung statt. Betonbauwerke absorbieren innerhalb ihrer Lebensdauer CO₂ aus der Luft. Dabei reagiert das CO₂ mit dem Beton und dem im Beton enthaltenen Porenwasser zu Calciumcarbonat. Auch wenn diese natürliche Carbonatisierung ein langsamer Prozess ist, zeigt sich damit das Potential von Beton als CO₂-Speicher.¹²²

Die Schweizer Firma Neustark bietet die Speicherung von CO₂ in Abbruchbeton als Dienstleistung an. Neustark hat das entsprechende Verfahren gemeinsam mit der ETH Zürich entwickelt¹²³ und das Potential dieser Anwendung in verschiedenen Projekten untersucht und kommerziell umgesetzt. Das Projekt DemoUpCarma^{124, 125} beispielsweise, befasste sich in den Jahren 2021-2024 mit der Speicherung von CO₂ in Betongranulat. Betongranulat ist zerkleinerter Abbruchbeton, der für die Herstellung von Recyclingbeton verwendet wird. Während Primärbeton aus natürlichen Gesteinskörnungen hergestellt wird, enthält Recyclingbeton einen Anteil an rezyklierten Gesteinskörnungen. Die rezyklierte Gesteinskörnung besteht entweder aus Betongranulat oder Mischgranulat und ihr Anteil im Recyclingbeton kann sehr hoch sein. Für die Erprobung wurde Betonabbruchgranulat in Silos gefüllt und mit CO₂ begast. Das CO₂ wurde in der Biogasaufbereitungsanlage der ARA Bern abgeschieden. Durchschnittlich verblieb das Betongranulat 12 h im CO₂-Gas. Die Verwendung von Granulat intensiviert den Kontakt des Betons mit dem CO₂ und die Begasung des Granulats mit reinem CO₂ beschleunigt den Carbonatisierungsprozess. Mit diesem Verfahren konnten im industriellen Massstab rund 13 kg CO₂ pro Tonne Betongranulat gespeichert werden. Das derart karbonisierte Betongranulat kann wie gewöhnliches Betongranulat für die Herstellung von Recyclingbeton verwendet werden. Es zeigte sich zudem, dass sich das karbonisierte Betongranulat positiv auf die Druckfestigkeit des Recyclingbetons auswirken kann.

Eine Studie¹²⁶ aus dem Jahr 2021 schätzt das Speicherpotential dieses Verfahrens für das Jahr 2050 auf 560'000 Tonnen CO₂ pro Jahr. Vorausgesetzt, dass schweizweit zu diesem Zeitpunkt 35 Mio. Tonnen Abbruchbeton pro Jahr zur Verfügung stehen. Schlussfolgernd ist die CO₂-Speicherung in Betongranulat auf lange Sicht eine interessante Anwendung für Schweizer CCUS-Projekte mit kleineren bis mittleren CO₂-Abscheidemengen.

10.3. Geologische Speicherdienstleistungen in Europa

Der Markt für die Speicherung von CO₂ befindet sich erst in der Entwicklung. Dies bedeutet, dass sich die verschiedenen Glieder eines CCS oder CCUS-Prozesses gleichzeitig im Aufbau befinden. Daher ist es schwierig vorherzusagen, wie sich der Markt in den nächsten Jahren gestalten wird.

Klar ist, dass für die Speicherung von abgeschiedenem CO₂ aus Punktquellen in der Schweiz in naher Zukunft wie auch mittelfristig nicht auf inländische geologische Speicherkapazitäten zurückgegriffen werden kann. Auch wenn saline Aquifere im Mittelland möglicherweise als geologische CO₂-Speicherstätten verwendet werden könnten, befinden sich die Untersuchungen zum Potential dieser Gesteinsformationen erst in den Anfängen.

Europa- wie auch weltweit sind dagegen sehr viele Projekte in Planung, welche eine geologische CO₂-Speicherung in einem Dienstleistungsbetrieb anstreben. Einige dieser Dienstleistungsprojekte sind schon weit fortgeschritten. So hat im Sommer 2025 das norwegische Projekt Northern Lights als weltweit erster Dienstleistungsanbieter für geologische CO₂-Speicherung seine Transport- und Speicherkette in Betrieb genommen. Für den Zeitrahmen ab 2030 scheint es realistisch, dass CO₂ aus der Schweiz im nötigen Umfang geologischen Speicherstätten im Ausland zugeführt wird. Abbildung 34 und Tabelle 10 zeigen sich im Aufbau befindende Speicherstätten in Europa, die dafür in Frage kommen.

Es wird geschätzt, dass im Jahr 2030 die gesamte regionale Speicherkapazität des Europäischen Wirtschaftsraums und des Vereinigten Königreichs in einem Bereich von 18-108 Mtpa (Mio. Tonnen CO₂ pro Jahr) liegen wird.¹²⁷ Die grosse Spannweite widerspiegelt die Unsicherheiten des sich in Entwicklung befindenden Marktes. Dem gegenüber steht ein von der Europäischen Kommission geäussertes Bedarf der EU von 50 Mtpa Speicherkapazität bis 2030.¹⁰³

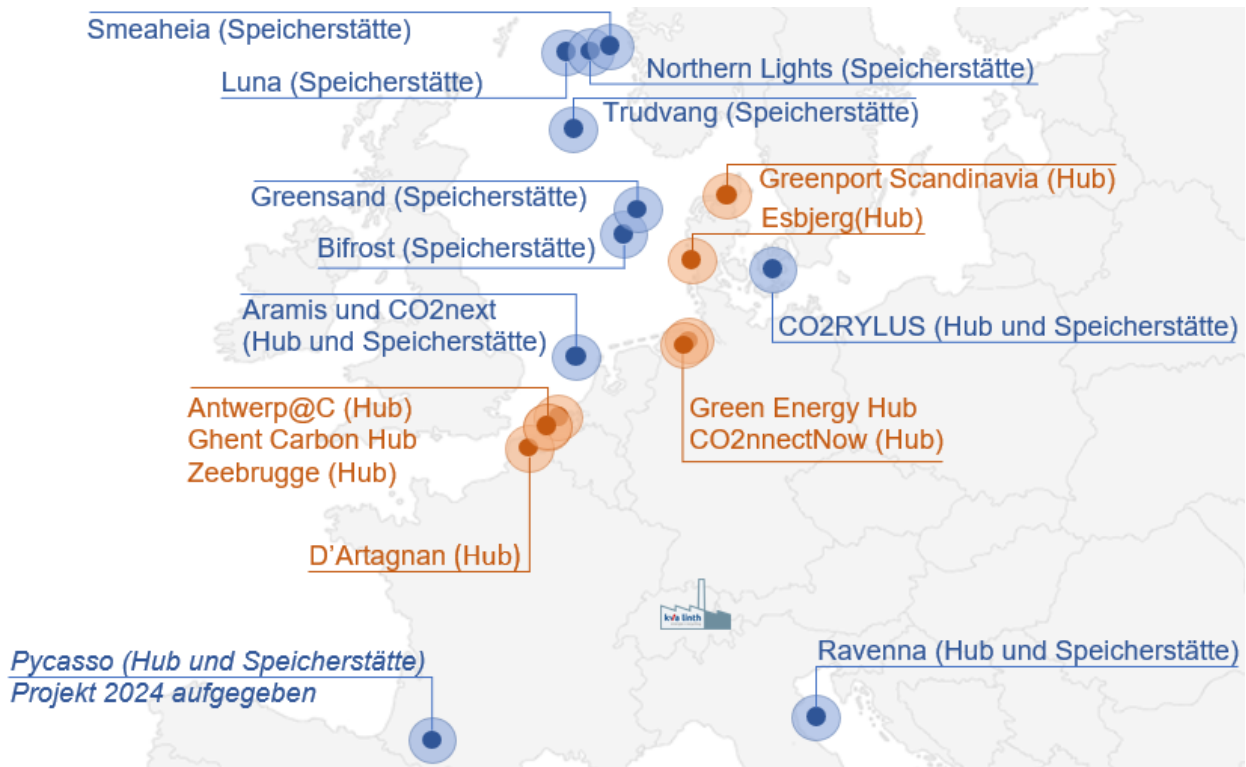


Abbildung 34: Im Aufbau befindliche geologische Speicherstätten in Europa (nicht abschliessend)

Im konkreten Fall von CCS Linth führt das Projektteam Gespräche mit verschiedenen Betreibern von Umschlagplätzen und Speicherstätten. Ein mögliches Vorgehen wäre, sich in der nächsten Projektphase auf eine konkrete Transport- und Speicherstätte und damit auf konkrete Projektpartner festzulegen. Diese Festlegung könnte im Sinne einer Exklusivitätsvereinbarung erfolgen. Diese Vereinbarung kann z.B. im Gegenzug zu einer Exklusivität die Reservation der benötigten Kapazitäten im Verlad und in der Speicherung enthalten, enthält jedoch noch keine Strafzahlungen bei Nichtlieferung aufgrund eines verzögerten Projektstands oder Abbruch des Projekts. Daher werden für diese Exklusivitätsvereinbarung noch keine finanziellen Absicherungen benötigt. Da die Zieldestination einen signifikanten Einfluss auf die Kosten und die CO₂-Emissionen des

Transports hat⁸⁸, werden die Erkenntnisse aus der Lebenszyklusbetrachtung (Kapitel 13) in die Wahl der konkreten Projektpartner mit einfließen.

In Europa konzentrieren sich die geplanten und schon betriebenen Speicherstätten bislang auf die Nordsee und damit auf die Länder Norwegen, Dänemark, Niederlande und Grossbritannien. Nur einige wenige Speicherstätten sind im Mittelmeerraum in Planung. Für Länder im Süden Europas wirkt sich dies nachteilig aus, da die Speicherung des CO₂ in der Nordsee eine lange Transportdistanz bedingt. Der lange Transportweg bringt zwei Nachteile mit sich. Erstens erhöhen sich die Betriebskosten. Zweitens erhöhen sich die CO₂-Emissionen in der Logistik. In der Gesamtbetrachtung führen transportbedingten Emissionen zu einer reduzierten Menge an CO₂, die durch das CCS-Projekt nicht in die Atmosphäre gelangt. Hohe CO₂-Emissionen in der Logistik führen daher zu einem weniger effektiven CCS-Prozess. Für weitere Informationen zu diesem Aspekt wird auf das Kapitel 13 verwiesen.

Nachfolgend wird eine Auswahl geplanter oder schon bestehender Speicherprojekte in salinen Aquiferen und erschöpften Öl- und Gasfeldern kurz beschrieben. Die Projekte sind interessant für Schweizer KVA, welche ein CCS-Projekt mit Inbetriebnahme in den Jahren 2030 und nachfolgend planen.

Tabelle 10: Im Aufbau befindliche geologische Speicherstätten in Europa (nicht abschliessend)

Speicherprojekt	Start	Kapazität (Vollausbau)	Speicherstätte	Transport zur Speicherstätte
Norwegen				
Northern Lights (Longship)	2025*	5 Mtpa* (Phase 2)	saline Aquifere*	Schiff und Pipeline**
Trudvang	2029*	10 Mtpa*	saline Aquifere*	Schiff / Pipeline**
Luna	2030*	5 Mtpa*	saline Aquifere*	Schiff / Pipeline**
Smeaheia	2028*	20 Mtpa*	saline Aquifere*	Schiff / Pipeline**
Dänemark				
Greensand	2026*	8 Mtpa*	erschöpfte Öl- und Gasfelder**	Schiff**
Bifrost	2030**	10 Mtpa*	erschöpfte Gasfelder / saline Aquifere**	Schiff/ Pipeline**
CO2RYLUS	2026*	0.5 Mtpa*	saline Aquifere*	Onshore**
Niederlande				
Aramis (inkl. CO2next)	2030**	22 Mtpa*	erschöpfte Gasfelder*	Pipeline**
Frankreich				
(Pycasso)	2024 aufgegeben**	(5 Mtpa)**	(erschöpfte Gasfelder*)	(onshore)**
Italien				
Ravenna	2027*	15 Mtpa*	erschöpfte Gasfelder*	Pipeline**

* gemäss [127]

** gemäss Homepage

Mtpa: Mio. Tonnen CO₂ pro Jahr

Norwegen

In Norwegen nutzen die Projekte Sleipner und Snohvit schon seit mehreren Jahren bis Jahrzehnten saline Aquifere als industrielle CO₂-Speicherstätten. Das Land positioniert sich damit als Vorreiter hinsichtlich geologischer CO₂-Speicherung. Nicht zuletzt widerspiegelt auch das Projekt Longship, dessen Transport- und Speicherkette Northern Lights im Sommer 2025 den Betrieb aufgenommen hat, diese Tatsache. Norwegen hat weitere Genehmigungen für die Speicherung von CO₂ in salinen Aquiferen unter dem Meeresboden vergeben. Unter den Angeboten in Planung befinden sich das Projekt Trudvang, mit einem Speicherkomplex östlich von Sleipner, und die beiden Speicherprojekte Luna und Smeaheia. Für Letztere sind nebst dem Schiffrtransport auch der Transport des CO₂ über Offshore-Pipelines vorgesehen. So ist eine Offshore-Leitung geplant, die CO₂ aus Wilhelmshaven in Deutschland zu den Speicherstätten Luna und Smeaheia führt. Und eine CO₂ Highway Europe genannte, 1000 km lange Offshore-Leitung soll CO₂ aus den Häfen Zeebrugge in Belgien und Dunkerque in Frankreich zum norwegischen Festlandssockel

transportieren. Auch wenn Norwegen als Anbieter von geologischen CO₂-Speicherstätten in Europa eine Führungsrolle einnimmt, erweist sich für die Schweiz die lange Transportdistanz zu den norwegischen CO₂-Reservoirs als Nachteil.

Dänemark

Auch Dänemark hat Lizenzen zur Speicherung von CO₂ an Unternehmen vergeben. Das Projekt Greensand plant den Betrieb eines Speicherreservoir im Jahr 2026 aufzunehmen. Die CO₂-Speicherung erfolgt im Gebiet des sogenannten Siri Fairway, in erschöpften Öl- und Gasfeldern der dänischen Nordsee. Auch das Projekt Bifrost verfolgt den Ansatz der CO₂-Speicherung unter dem Meeresboden, beispielsweise in den Speicherkomplexen des sogenannten Harald Field. Anders präsentiert sich das Projekt CO₂RYLUS, das in Stenlille das CO₂ in Gesteinsformationen unter dem Festland speichern wird.

Niederlande

Das Projekt Aramis plant im Hafen von Rotterdam den Umschlag und nachfolgenden Transport des CO₂ über eine Pipeline zu einer Verteilplattform in der niederländischen Nordsee. Von dort können verschiedene geologischen Speicherstätten erreicht werden. Bei den Speicherreservoirs handelt es sich um erschöpfte Erdgasfelder im niederländischen Festlandssockel. Der Umschlagplatz CO₂next ist Teil des Projekts.

Belgien und Deutschland

In Belgien sind zurzeit keine CO₂-Speicherstätten in Planung. Es sind jedoch CO₂-Umschlagplätze in den Hafen Antwerpen, Ghent und Zeebrugge mit Zugang zur Nordsee geplant. Auch Deutschland plant keine CO₂-Speicherstätten, hat aber mit dem Tiefseehafen Wilhelmshaven Zugang zu CO₂-Speicherstätten in der Nordsee.

Frankreich

Das Projekt Pycasso im Süden Frankreichs wurde auf Grund grosser Opposition im Jahr 2024 aufgegeben. Geplant war die Nutzung von erschöpften Öl- und Gasfeldern in den französischen Pyrenäen zur Speicherung von CO₂. Im Norden Frankreichs ist mit dem Projekt D'Artagnan ein Umschlagplatz im Hafen von Dunkerque in Planung.

Italien

Das Projekt Callisto ist ein mediterranes CO₂-Netzwerk, das die beiden Länder Frankreich und Italien überspannt. Das CO₂ von Emittenten im Mittelmeerraum, vornehmlich aus Frankreich und Italien, soll zum einen über bestehende und neu gebaute Leitungen auf dem Festland und zum anderen mit Schiffen nach Ravenna in Italien gebracht werden. In Ravenna befindet sich der Umschlagplatz und die nachfolgende Unterwasser-Leitung zur Speicherstätte Porto Corsini Plattform im adriatischen Meer.

Im Vergleich zu den nordischen Speicherstätten ist die Speicherstätte Ravenna näher an der Schweiz gelegen. Dies ist ein grosser Vorteil hinsichtlich der zu erwartenden Kosten und CO₂-Emissionen aus dem Transport. Weitere Speicherprojekte im Süden Europas sind unter anderem in Spanien, Kroatien und Griechenland in Planung.

Vereinigtes Königreich

Im Vergleich zum europäischen Festland liegt das Vereinigte Königreich sehr weit vorne, was die vorgesehenen Speicherkapazitäten anbelangt. Zum Vergleich: Im Vereinigten Königreich liegt die angestrebte Kapazität für das Jahr 2030 bei 23 Mtpa, während auf dem europäischen Festland

die prognostizierte Speicherkapazität der Spitzenreiter Norwegen und Dänemark bei jeweils 12 Mtpa liegt.¹²⁷ Da lange Transportkosten einen beachtlichen Anteil der Gesamtkosten für die Speicherungen einer Tonne CO₂ ausmachen und die Distanzen zwischen norwegischen Speicherstätten und der Schweiz grösser sind als die Entfernung zwischen einigen britischen Speicherstätten und der Schweiz, lohnt es sich, die Entwicklungen im Vereinigten Königreich im Auge zu behalten.

11. Verwendung

In diesem Kapitel wird die direkte Verwendung des CO₂ oder dessen Umwandlung in kurzlebige Produkte mit anschliessender Freisetzung des CO₂ diskutiert (Carbon Capture and Use, CCU). Die Verwendung für Produkte, bei denen das CO₂ über einen klimarelevanten Zeitraum gespeichert bleibt (CCUS) ist in Abschnitt 10.2 behandelt.

Das CO₂ Kompetenzzentrum hat in Abstimmung mit der Begleitgruppe keine eigenen Untersuchungen zum Themenkreis CCU / Power-to-X durchgeführt, da es in der Schweiz bereits zahlreiche abgeschlossene und laufende Projekte dazu gibt.

Dadurch, dass das CO₂ nach der Nutzung in die Atmosphäre gelangt, hat CCU nicht die gleiche Wirkung auf das Klima wie CCS. Wird der biogene CO₂-Anteil genutzt und anschliessend freigesetzt, ist der Prozess bestenfalls klimaneutral – abgesehen von den Emissionen aufgrund des Energie- und Materialeinsatzes. Wird der fossile Anteil verwendet, bleiben die fossilen Emissionen zeitlich versetzt bestehen. In beiden Fällen kann jedoch allenfalls der Einsatz von fossilen Energieträgern substituiert werden.

11.1. Direkte Verwendung im bestehenden CO₂-Markt

CO₂ wird bereits seit langem für zahlreiche Anwendungen in der Industrie eingesetzt, zum Beispiel als Schutzgas für Lebensmittel, als Inhaltsstoff für Getränke (Kohlensäure), als Düngemittel in Gewächshäusern, als Trockeneis für industrielle Prozesse oder für Kühltransporte und vieles mehr. Das CO₂ stammt bislang z.B. aus der Ammoniakproduktion, von Biogas-Anlagen, der Ethylenoxid-Produktion oder aus Wasserstoff-Crackern. Es wurden auch fossile Energieträger verbrannt, um CO₂ herzustellen und es wurde sogar aus natürlich vorkommenden, geologischen CO₂-Kavernen gefördert. Aus Klimasicht sollte dieser bestehende CO₂-Markt zukünftig durch erneuerbare Quellen gedeckt werden, wofür der biogene Anteil des CO₂ aus KVA grundsätzlich in Frage kommt.

Insbesondere für Lebensmittelanwendungen könnte der undefinierte, schwankende Brennstoffinput bei KVA ein Problem darstellen. Damit eine gleichbleibende CO₂-Qualität ohne Verunreinigungen garantiert werden kann, müsste voraussichtlich ein hoher Analytik-Aufwand für jede gelieferte Charge betrieben werden, da der Brennstoffinput zu jedem Zeitpunkt ändern kann.

Der Markt für die direkte Verwendung von CO₂ in der Schweiz ist klein und wird auf unter 100'000 t/Jahr geschätzt. Dadurch kann dies höchstens eine Lösung für kleine Teilmengen des CO₂ aus KVA sein kann. Allenfalls ist es sinnvoller, wenn dieser Markt durch kleinere Emittenten bedient wird, welche nicht die Herausforderung mit dem undefinierten Brennstoffinput mit sich bringen.

11.2. Umwandlung in Produkte via Power-to-X

Viel Aufmerksamkeit erhalten sogenannte Power-to-X (PtX) Prozesse. Damit können gasförmige oder flüssige Brennstoffe, Treibstoffe oder industrielle Ausgangsstoffe ('X') mit Hilfe elektrischer Energie ('Power') hergestellt werden. Der erste Schritt ist in der Regel die Herstellung von Wasserstoff mittels Elektrolyse. Für diesen Prozessschritt wird elektrische Energie benötigt. Der Wasserstoff kann entweder direkt genutzt werden oder weiterverarbeitet werden, z.B. zu Methan, Methanol, Ammoniak, anderen flüssigen Treibstoffen wie Benzin, Diesel, Kerosin. Wird ein kohlenstoffhaltiges Produkt (z.B. Methan, Kerosin) hergestellt, wird in dem Prozess CO₂ benötigt, welches aus der CO₂-Abscheidung von KVA bereitgestellt werden könnte. Ist das Zielprodukt Ammoniak oder Wasserstoff, wird kein CO₂ benötigt.

Mit PtX lassen sich also Brenn- und Treibstoffe für Anwendungen herstellen, die sich nicht elektrifizieren lassen, sowie Stromüberschüsse im Sommer chemisch speichern und im Winter wieder Strom daraus herstellen. Da dies zentrale Herausforderungen für ein erneuerbares Energiesystem sind, wird das Thema intensiv untersucht. Einige Projekte und Studien sind im Folgenden aufgelistet. Deren Umfang verdeutlicht, weshalb im CO₂ Kompetenzzentrum keine eigenen Untersuchungen gestartet wurden.

- Projekt **“REnewable FUELS and Chemicals for Switzerland”**.¹²⁸ Das Projekt läuft unter der Federführung der EMPA und wird durch das Bundesamt für Energie im Rahmen des SWEET Programmes (SWiss Energy research for the Energy Transition) gefördert. Ziel ist es, *«robuste und praktikable Pfade für die Einführung von nachhaltigen Treibstoffen und Plattformchemikalien international und im Schweizer Energiesystem [zu] entwickeln»*.¹²⁹ Das CO₂ Kompetenzzentrum nimmt als Kooperationspartner an den Round-Table Veranstaltungen teil.
- Das Innosuisse Flagship Projekt **greenhub** wird von der der Fachhochschule OST geleitet. *„Das Hauptziel von GreenHub ist die Entwicklung systemischer und innovativer Ansätze für die Produktion, Umwandlung, Speicherung (im Sommer-Winter-Zeitraum) und das Management von erneuerbaren Energien und Abfallströmen, um die Widerstandsfähigkeit des Energiesystems in Zeiten von Spitzenbedarf zu erhöhen.“*¹³⁰ Dabei ist die KVA Horgen eng involviert und es soll dort ein „GreenHub Living Lab“ gebaut werden, wo wichtige Prozesse experimentell demonstriert werden.
- Die KVA Linth hatte bereits vor der Gründung des CO₂ Kompetenzzentrums untersucht, ob sich mit dem eigenen Strom und CO₂ sinnvoll Methan herstellen lässt.¹³¹ Sie ist zum Schluss gekommen, dass sich dies wirtschaftlich nicht abbilden lässt und dass mit eigenem Strom nur ein sehr geringer Anteil des CO₂ umgewandelt werden könnte.
- Die GEVAG in Trimmis hat in Machbarkeitsstudien geprüft, was es bedeuten würde, Methanol oder Methan herzustellen.¹³²
- Weitere empfehlenswerte Literatur zum Thema:
 - Weissbuch ‘Power-to-X: Perspektiven in der Schweiz’, dessen Erarbeitung durch das BfE unterstützt wurde.¹³³
 - Positionspapier des Forums Energiespeicher Schweiz (Fachgruppe der aeesuisse, kurz und prägnant)¹³⁴
 - Folien zu Konsultationsworkshop zu Power-to-X bei KVA in der Schweiz des Suslab (ETH Zürich)¹³⁵
 - Ausführlicher Bericht der Europäischen Kommission zu CCU¹³⁶

Die grösste Hürde für die grossmassstäbliche Umsetzung von Power-to-X Technologien in der Schweiz ist die enorme elektrische Energiemenge, die dafür benötigt wird. Um die gesamte CO₂-Menge aus Schweizer KVA umzuwandeln wären rund 37 TWh Elektrizität nötig¹³⁵. Dies entspricht etwa 65% des Schweizer Stromverbrauchs im Jahr 2024. Dadurch ist eine Umsetzung der Technologie für die gesamte CO₂-Menge aus KVA in der Schweiz bis auf Weiteres nicht realistisch.

Dies soll in keiner Weise heissen, dass die PtX-Technologie keinen Sinn ergeben können, z.B. um Überschussstrom aus den Sommermonaten für den Winter zu speichern. Dies wird im Rahmen des CO₂-Kompetenzzentrums nicht betrachtet oder beurteilt, sondern in oben genannten Projekten untersucht. Klar ist, dass dabei in der Schweiz kleinere CO₂-Mengen eingesetzt würden, als sie bei KVA anfallen, so dass trotzdem ein Grossteil des CO₂ geologisch gespeichert werden muss.

12. Risikoanalyse

Für das Projekt CCS Linth wurde im Zuge des Vorprojekts eine Risikoanalyse durchgeführt. Der Fokus der Betrachtung lag dabei auf übergeordneten Risiken, welche das Gesamtprojekt gefährden oder signifikant verzögern können. Das Projektteam analysierte zusammen mit der Firma Neosys in zwei Workshops die dem Projekt zu Grunde liegenden Hauptrisiken. Dabei flossen Erkenntnisse aus dem Vorprojekt sowie parallel dazu laufende Arbeiten in die Betrachtung mit ein.

Die identifizierten Risiken liegen in den Bereichen:

- Projektkosten und -finanzierung
- wirtschaftliche, technische und planerische Machbarkeit
- politische Rahmenbedingungen und Vorgaben
- Bewilligungsverfahren
- Einbindung der CO₂-Abscheidung in den KVA-Betrieb
- Folgeprobleme und Risiken im Betrieb

Das Mindmap in der Abbildung 35 gibt einen Überblick über die in den jeweiligen Bereichen erfassten, übergeordneten Risiken.

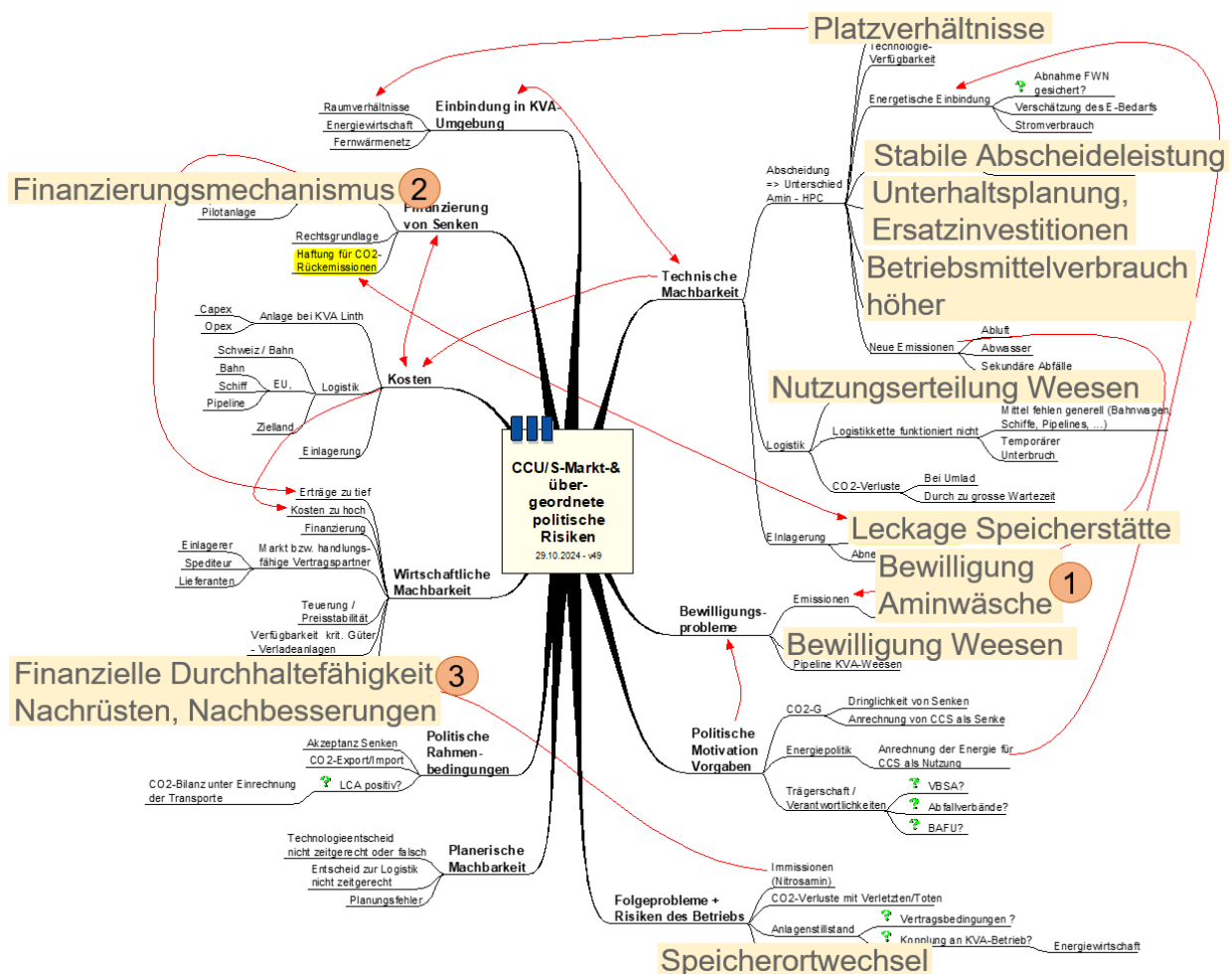


Abbildung 35: Mindmap mit Überblick über die erfassten übergeordneten Risiken.


Wie Abbildung 36 zeigt, wurden drei Hauptrisiken mit akutem Handlungsbedarf identifiziert. Bei einem dieser drei Risiken handelt es sich um das Bewilligungsverfahren der Aminwäsche bezogen auf die Emissionsthematik. Die anderen zwei Risiken finden sich im Bereich der

Projektfinanzierung. Das eine finanzielle Risiko betrifft die Implementierung eines breit abgestützten Finanzierungsmechanismus und die dafür benötigten Gesetzesgrundlagen. Das andere finanzielle Risiko betrifft die finanzielle Durchhaltefähigkeit des Projekts in Bezug auf benötigte Massnahmen nach Inbetriebnahme wie zum Beispiel ein Nachrüsten von Filtern oder Nachbesserungen, die den Betrieb der Abscheideanlage über längere Zeit massiv einschränken oder gar verhindern.

Einordnung zum aktuellen Zeitpunkt

Das Risiko zur Bewilligungsfähigkeit der Aminwäsche lässt sich durch Wahl eines anderen Abscheideverfahrens umgehen. In der aktuellen Planung ist beim Projekt CCS Linth die Umsetzung des HPC-Verfahrens geplant, womit dieses Risiko wegfällt (siehe Kapitel 4.1.4).

Die zwei weiteren erkannten Risiken im Bereich der Finanzierung sind sehr aktuell, da sich in der Zwischenzeit genau hier Probleme ergeben haben, die das Projekt verzögern (siehe Kapitel 15). Eine Umgehung ist nicht möglich: ohne Finanzierung und abgesicherter finanzieller Durchhaltefähigkeit kann das Projekt nicht weiter vorangetrieben werden. Die aufgezeigten Risiken liefern dabei wichtige Inputs für die Entwicklung der Finanzierungslösung. Die Risikoanalyse hat aufgezeigt, dass nicht nur der Bau finanziert sein muss, sondern in der gesamten Prozesskette erhebliche Risiken bezüglich der Kosten und möglichen Betriebsunterbrüchen vorhanden sind, die über die Finanzierungslösung ebenfalls abgesichert werden müssen.

Jürg Liechti, Neosys 

Risikomatrix

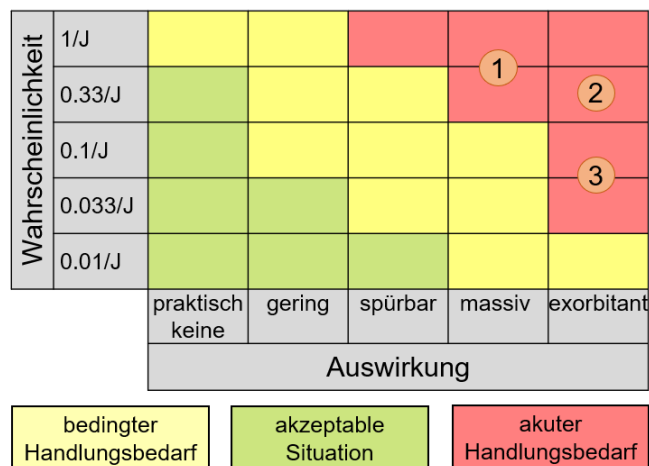


Abbildung 36: Risikomatrix. Eingezeichnet die drei Hauptrisiken mit akutem Handlungsbedarf. (1) Bewilligung Aminwäsche, (2) Finanzierungsmechanismus, (3) Finanzielle Durchhaltefähigkeit

13. Lebenszyklusanalyse des Projekts CCS Linth

Wie effizient die CCS-Prozesskette aus der Klimaperspektive ist, lässt sich mit einer Lebenszyklusanalyse untersuchen. Dabei werden sämtliche Treibhausgasemissionen über den gesamten Lebenszyklus der CCS-Kette erfasst, von der Gewinnung von Rohstoffen über den Bau und Betrieb der Anlagen bis hin zu deren Rückbau, und der gespeicherten CO₂-Menge gegenübergestellt. Folglich werden sowohl vom CCS-Projekt direkt erzeugte Treibhausgas-Emissionen wie auch indirekte Emissionen erfasst, beispielsweise die Treibhausgas-Emissionen von extern bezogenem Strom oder die Emissionen, die bei der Herstellung von benötigten Betriebsmitteln oder Konstruktionsmaterialien anfallen.

Für das Projekt CCS Linth hat die Forschungsgruppe von Professor Bardow am Institut für Energie- und Verfahrenstechnik der ETH Zürich eine solche Lebenszyklusanalyse durchgeführt. Ziel der Studie ist es, die Netto-Klimawirkung der CCS-Kette zu quantifizieren. Die Studie orientiert sich methodisch an der Arbeit von Burger et al. aus dem Jahr 2024.¹³⁷ Dabei wurden detaillierte Daten aus dem Vorprojekt der KVA Linth verwendet.

13.1. Verwendete Grundlagen

Die Systemgrenze der Lebenszyklusanalyse umfasst alle Teilprozesse von der CO₂-Abscheidung bis zur geologischen Speicherung und berücksichtigt jeweils den vollständigen Lebenszyklus dieser Prozessschritte. Emissionen des Hubs für den Verlad des CO₂ wurden nicht berücksichtigt. Die funktionale Einheit der Lebenszyklusanalyse ist die Speicherung von 1 Tonne CO₂ in einer geologischen Speicherstätte.

Da sich die Studie auf die zusätzlichen Massnahmen fokussiert, werden bereits bestehende Anlagen, insbesondere die KVA selbst, nicht berücksichtigt. Folglich gehen weder das nicht abgeschiedene CO₂ noch die Menge an CO₂, die während der Reinigung verloren geht, in die Projektemissionen ein. Als Projektemissionen werden ausschliesslich jene Treibhausgasemissionen definiert, die zusätzlich durch das CCS-Verfahren entstehen.

Als die zu erwartende Gesamteffizienz des CCS-Verfahren an der KVA Linth wird folgendes Verhältnis betrachtet: Die vermiedenen CO_{2,eq}-Emissionen (gespeichertes CO₂ abzüglich der Projektemissionen) zu den direkten CO₂-Emissionen der KVA Linth ohne CCS.

Die Lebenszyklusanalyse verwendet die Ecoinvent-Datenbank (Version 3.10.1, Cut-off) als Datengrundlage und bestimmt das Treibhauspotential mittels GWP100 nach EF3.¹³⁸ Die umwelt- und gesundheitsrelevanten Aspekte der CCS-Kette sind nicht Teil der hier vorliegenden Lebenszyklusanalyse.

Der erste Teil der CCS-Kette deckt die Prozessschritte von Abscheidung bis Verlad an den lokalen Standorten in Niederurnen und Weesen ab. Dabei werden nicht nur die Treibhausgas-Emissionen des Betriebs, sondern auch die Emissionen aus der Herstellung der verwendeten Materialien sowie Bau und Rückbau der Anlagen berücksichtigt. Die Modellierung basiert auf verschiedensten Daten aus dem Vorprojekt und auf den Modellen von Burger et al.¹³⁷ Für weitere Informationen siehe Anhang C in Kapitel 18.

Gemäss Vorprojekt kommen für die Abscheidung die zwei Absorptionstechnologien Aminwäsche und HPC-Verfahren zum Einsatz. Die beiden Technologien werden einzeln betrachtet, um ihren Einfluss auf die CO₂-Bilanz vergleichen zu können. Eine weitere Unterteilung findet bei der Rückkühlung der nicht nutzbaren Abwärme statt. So wird die Rückkühlung mit Hybridkühler und die Rückkühlung mit Kühltürmen einzeln betrachtet. Die für die Analyse relevante Erkenntnis des

Vorprojekts ist vornehmlich, dass die KVA Linth den benötigten Bedarf an Strom und Wärme für die Prozessschritte Abscheidung bis Verlad durchgehend abdecken kann. Weiter relevant ist die Erkenntnis, dass auch bei durchgehendem Betrieb der CCS-Kette die benötigte Wärme für das Fernwärmenetz weiterhin über das ganze Jahr von der KVA Linth bereitgestellt werden kann. Für die Lebenszyklusanalyse wurde mit einem Fernwärmebedarf von 70 GWh/a gerechnet. Jedoch kann die KVA Linth nur noch eine reduzierte Strommenge ins Netz einspeisen. Diese Reduktion ist in der Lebenszyklusanalyse berücksichtigt. Es wurde dabei die Annahme getroffen, dass die fehlende Strommenge im Netz durch den Stand heute vorliegenden Strommix der Schweiz ersetzt wird.

Der zweite Teil der CCS-Kette umfasst den Transport und die Speicherung des CO₂. Für die Speicherung wurden vier verschiedene Speicherstätten mit den dazugehörigen Transportwegen separat betrachtet. Wie im Vorprojekt bestimmt, werden Bahnkesselwagen verwendet, um das CO₂ vom Bahnhof Weesen zum Umschlagplatz zu transportieren. Für die vier Speicheroptionen wurden Speicherstätten in den Ländern Italien (Ravenna), Niederlande (Aramis), Dänemark (Bifrost) und Norwegen (Trudvang) gewählt. Für genauere Informationen zu diesen vier Speicherstätten wird auf das Kapitel 10.3 verwiesen. Die ausgewählten Speicherstätten repräsentieren vier unterschiedliche Transportdistanzen, vom kürzesten Transportweg nach Ravenna in Italien (~650 km an Land, ~20 km offshore) bis zum längsten Transportweg nach Trudvang in Norwegen (~1020 km an Land, ~820 km offshore). Diese Auswahl erlaubt es, die verschieden langen Transportwege hinsichtlich ihrer Auswirkung auf die effektiv vermiedene Menge CO₂ zu untersuchen und miteinander zu vergleichen.

Die Modellierung des CO₂-Transports basiert auf Nöhl et al.⁸⁹, während die geologische Speicherung auf Daten des Northern-Lights-Projekts basiert (zusammengestellt von Burger et al.¹³⁷). Es ist zu beachten, dass für die Analyse der geologischen Speicherung die prozessspezifischen Unterschiede zwischen den Speicherstätten nicht berücksichtigt wurden, der jeweilige lokale Strommix für die Speicherung jedoch schon.

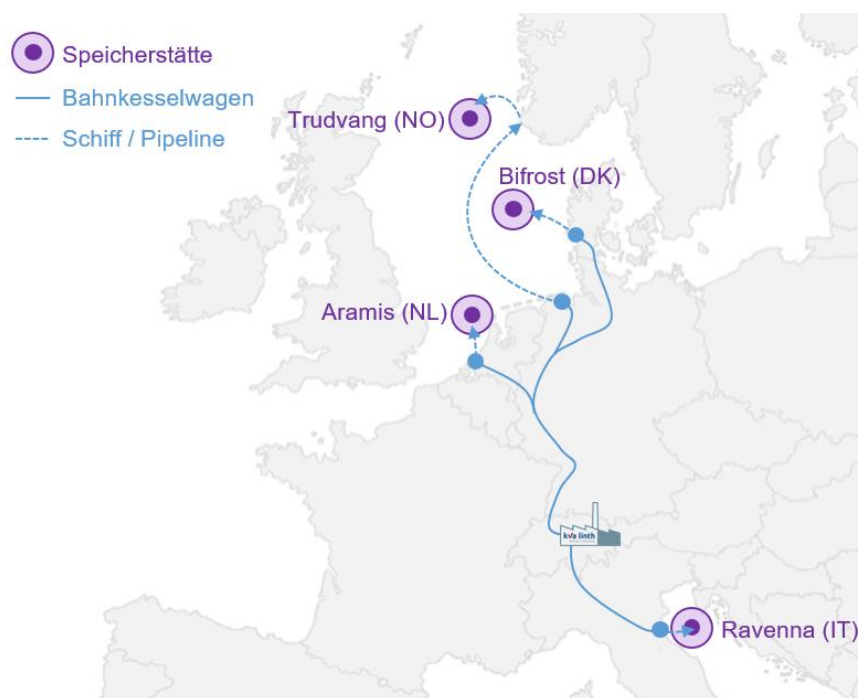


Abbildung 37: Für die Lebenszyklusanalyse wurden vier Speicheroptionen betrachtet: Ravenna (IT), Aramis (NL), Bifrost (DK), Trudvang (NO). An Land erfolgt der CO₂-Transport mit Bahnkesselwagen, offshore je nach Projekt mit Schiff oder Pipeline.

13.2. Resultate der Lebenszyklusanalyse

In diesem Kapitel wird das berechnete Treibhauspotential der CCS-Kette beschrieben. Das Treibhauspotential entspricht dabei den Emissionen, die das Projekt CCS Linth zusätzlich erzeugt. Es sind keine direkten CO₂-Emissionen während der Abscheidung bis zum Verlad zu verzeichnen, da der benötigte Energiebedarf des Verfahrens über die Wärme- und Strommenge aus der Abfallverwertung bereitgestellt wird. Die damit verbundene Einbusse im Strom, der ohne CCS ins Stromnetz eingespeist werden kann, ist als indirekte CO₂-Emission berücksichtigt. Direkte Emissionen entstehen jedoch unter anderem beim Transport und der Speicherung des CO₂, zum Beispiel bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe. Die drei Balkendiagramme (Abbildung 38-Abbildung 40) zeigen das entlang der CCS-Kette zu erwartende Treibhauspotential (GWP100 in Kilogramm CO₂-Äquivalent) pro Tonne gespeichertem CO₂. Abbildung 38 zeigt die Emissionen des ersten Teils der CCS-Kette von der Abscheidung bis zum Verlad, Abbildung 39 des Transports und der Speicherung und Abbildung 40 der gesamten CCS-Kette.

Treibhauspotential von der CO₂ Abscheidung bis und mit Verlad

In Abbildung 38 ist das zu erwartende Treibhauspotential von der Abscheidung bis zum Verlad detailliert aufgeschlüsselt. Gezeigt sind vier mögliche Konfigurationen. Eine auf dem HPC-Verfahren basierte Abscheidung resultiert in geringeren CO_{2,eq}-Emissionen als eine Aminwäsche mit MEA. Zwar erfordert das HPC-Verfahren einen erhöhten Platzbedarf und benötigt darum ein Geschoss mehr als das Aminverfahren, jedoch wirkt sich dies nur geringfügig auf das Treibhauspotential aus. Der dominante Vorteil des HPC-Verfahrens liegt darin, dass die Produktion und die Entsorgung der Amine vermieden werden. Die Ergebnisse gelten nur bei den getroffenen Annahmen unter Einsatz von MEA bei der Aminwäsche – andere Amine könnten hier zu anderen Resultaten führen, da dort der Energieeinsatz und Aminverbrauch geringer sein können. Ob die

nicht nutzbare Abwärme mit Hybridkühlern oder Kühltürmen rückgekühlt wird, hat keinen entscheidenden Einfluss auf das Treibhauspotential.

Frühere Studien der Forschungsgruppe der ETH Zürich mit AMP/PZ zeigen ein mehr als doppelt so hohes Treibhauspotential für die Abscheidung und Verflüssigung.¹³⁷ Dies ist hauptsächlich begründet durch die dortige Annahme, dass die benötigte Wärme von einem mit Erdgas betriebenen Blockheizkraftwerk und nicht von der KVA Linth selbst bereitgestellt wird. Bei KVA ist dies nicht nötig, da genügend Energie aus der Abfallverwertung zur Verfügung steht.

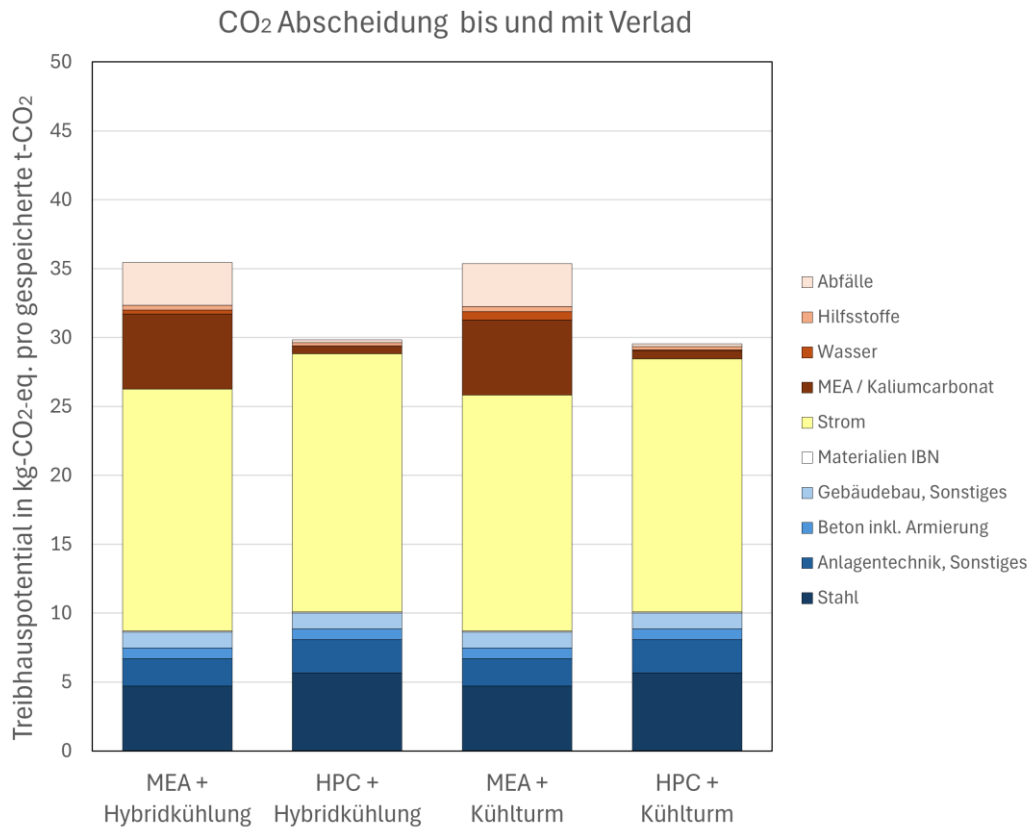


Abbildung 38: CO_{2,eq}-Emissionen (Treibhauspotential) der Prozessschritte Abscheidung bis und mit Verlad

Treibhauspotential des Transports und der Speicherung

Die Abbildung 39 zeigt die Treibhausgas-Emissionen des zweiten Teils der CCS-Kette mit den vier gewählten Speicheroptionen Ravenna, Aramis, Bifrost und Trudvang. Die Transportdistanz hat den grössten Einfluss auf das Treibhauspotential der Transport- und Speicherkette. Prinzipiell ist ein längerer Transportweg mit grösseren Treibhausgas-Emissionen verbunden. Die Speicherung in Italien ergibt darum das geringste Treibhauspotential.

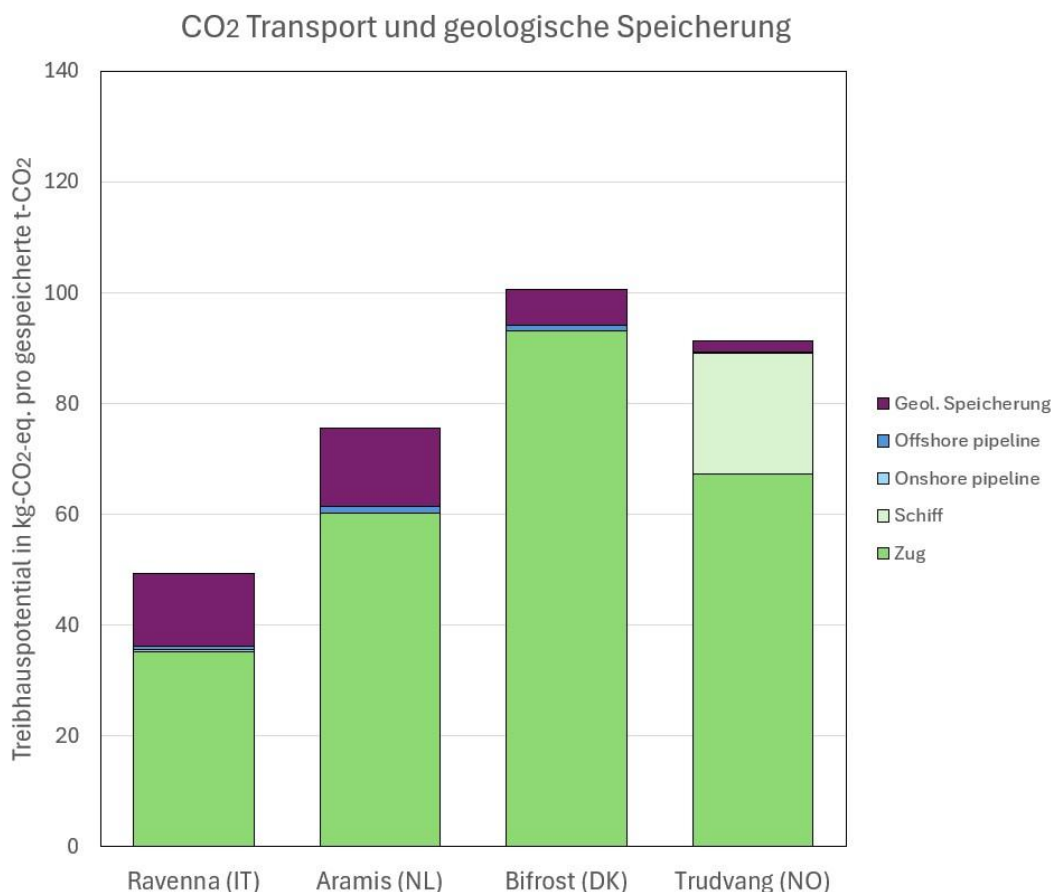


Abbildung 39: CO_{2,eq}-Emissionen (Treibhauspotential) des Transports und der Speicherung.

Die mit dem Transportweg verbundenen Treibhausgas-Emissionen sind jedoch auch abhängig von den benötigten Transportmitteln und dem Strommix der jeweiligen Länder. Eine Ausnahme zeigt sich darum im Vergleich der beiden Speicherstätten Bifrost (DK) und Trudvang (NO). Die Speicherung in Norwegen benötigt einen längeren Transportweg, verursacht aber weniger Treibhausgasemissionen als die CCS-Kette zur dänischen Speicherstätte Bifrost. Diese Ausnahme beruht auf zwei verschiedenen Aspekten. Erstens wurde für die dänische Speicherstätte die Annahme getroffen, dass das CO₂ im Hafen von Esbjerg verladen wird. Da die Gleisinfrastruktur des Hafens bislang nicht elektrifiziert ist, bedingt dies einen Wechsel an der Grenze Deutschland/Dänemark von einer elektrischen Lokomotive auf eine Diesellokomotive, was zu deutlich höheren Emissionen im Vergleich zum Schifftransport führt. Zweitens besteht der norwegische Strommix nahezu vollständig aus Wasser- und Windkraft. Der Strombedarf der Speicherung in Norwegen erzeugt daher bedeutend weniger CO₂-Emissionen als der jeweilige Strombedarf der anderen drei Speicherstätten. Da keine prozessspezifischen Unterschiede zwischen den Speicherstätten berücksichtigt wurden, resultieren Unterschiede ausschliesslich aus der CO₂-Intensität des Strommix.

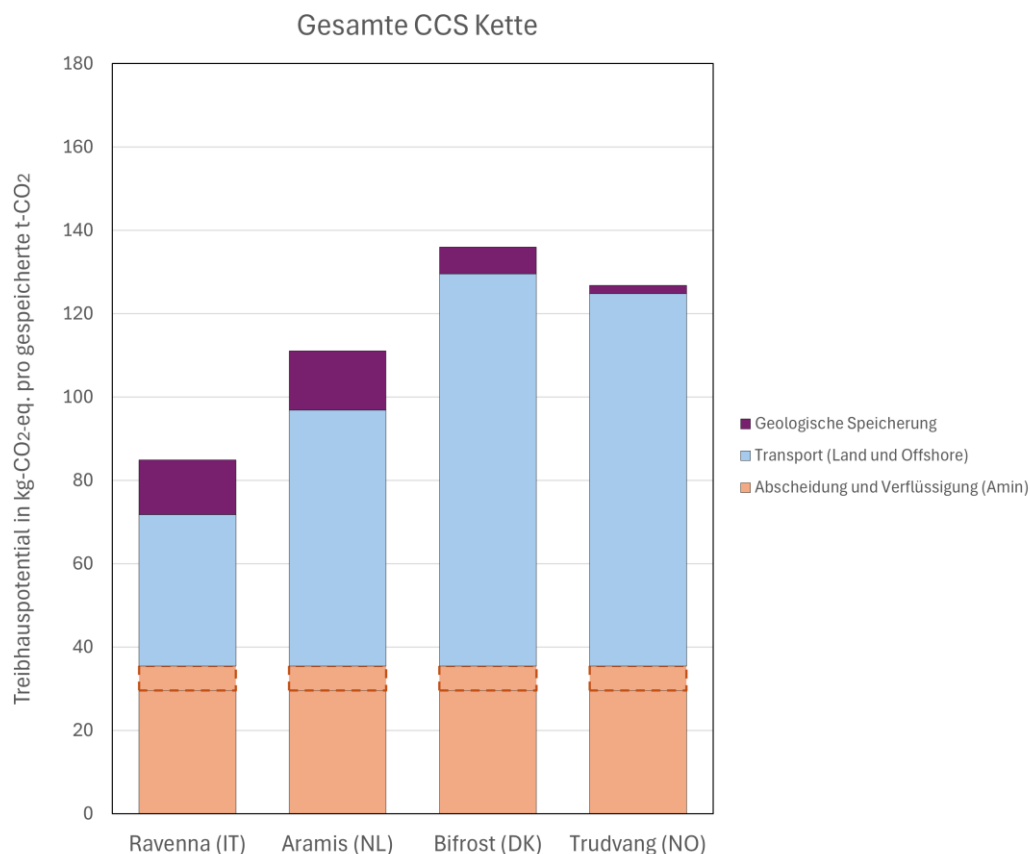


Abbildung 40: CO_{2,eq}-Emissionen (Treibhauspotential) der gesamten CCS-Kette. Für die Abscheidung und Verflüssigung sind die CO_{2,eq}-Emissionen der Aminwäsche dargestellt. Das HPC-Verfahren verursacht weniger CO_{2,eq}-Emissionen (6 kg-CO_{2,eq} pro gespeicherte t-CO₂), dargestellt durch die rot-gestrichelte Umrandung.

Treibhauspotential der gesamten CCS-Kette

In der Abbildung 40 sind die Treibhausgas-Emissionen der gesamten CCS-Kette für die vier Speicheroptionen dargestellt. Bei der Abscheidung und Verflüssigung ist die Aminwäsche gezeigt. Das HPC-Verfahren verursacht 6 kg-CO_{2,eq} pro t-CO_{2,gespeichert} weniger Treibhausgas-Emissionen. Bei allen vier CCS-Ketten verursacht der Transport anteilmässig die grössten CO_{2,eq}-Emissionen im Umfang von 4%-9% des gespeicherten CO₂. Die Wahl der Speicherstätte und der damit verbundene Transportweg hat daher einen stärkeren Einfluss auf das Treibhauspotential als die Wahl der Abscheidetechnologie.

Mit dem HPC-Verfahren und der italienischen Speicheroption Ravenna wird das niedrigste Treibhauspotential von rund 79 kg-CO_{2,eq} pro Tonne gespeichertem CO₂ erzielt. Das grösste Treibhauspotential ergibt sich für die Kombination Aminwäsche mit der dänischen Speicheroption Bifrost mit gut 136 kg-CO_{2,eq} pro Tonne gespeichertem CO₂. Das Projekt CCS Linth verursacht daher über den gesamten Lebenszyklus CO_{2,eq}-Emissionen im Umfang von 7.9%-13.6% des gespeicherten CO₂. Wie eingangs erwähnt, werden das nicht abgeschiedene und im Abgas verbleibende CO₂ und das CO₂, das während der Reinigung verloren geht, nicht zu den Projektemissionen gezählt, da sie nicht durch den CCS-Prozess verursacht werden, sondern von der KVA stammen und lediglich nicht 'eingefangen' werden. Folglich liegt die Gesamteffizienz der KVA Linth mit CCS-Verfahren (gespeicherte CO₂-Menge abzüglich Projektemissionen / direkte CO₂-Emissionen der KVA Linth ohne CCS) bei 73-78%. Dieser Wert ist jedoch mit Unsicherheit behaftet, da er von der Verfügbarkeit der Anlage und der Logistik- und Speicherkette sowie der Auslastung abhängt. In den ersten Jahren ist damit zu rechnen, dass die Anlage nicht ganzjährlich

mit voller Auslastung betrieben werden kann und sich durch ungeplante Ausfälle ihre Verfügbarkeit reduzieren wird, so dass der Wert auch tiefer sein kann.

13.3. Zu erwartende Entwicklung der Projektemissionen

Wenn die CO₂-Abscheideanlage in Betrieb ist, reduziert sich die Strommenge, welche die KVA Linth ins Schweizer Stromnetz einspeisen kann. Die dadurch im Stromnetz fehlende Strommenge muss durch zusätzliche Erzeugung kompensiert werden. Die Treibhausgasintensität dieses Kompensationsstroms hängt wesentlich von den zugeschalteten Technologien (Kraftwerken) ab.

Der Kompensationsstrom stellt den grössten Stromverbrauch innerhalb der CCS-Kette dar. Darum wurde untersucht, inwieweit die Projektemissionen davon abhängen, wie hoch die Treibhausgasintensität des verwendeten Kompensationsstroms ist (Sensitivitätsanalyse). Die Lebenszyklusanalyse nimmt für den Kompensationsstrom an, dass dieser dem heutigen Schweizer Strommix entspricht und seine Treibhausgasintensität somit bei 33 kg CO_{2,eq} pro MWh liegt.¹³⁸ Dies ist in Abbildung 41 als gestrichelte vertikale Linie eingezeichnet. Die in der Lebenszyklusanalyse berechneten Projektemissionen liegen auf dieser vertikalen Linie zwischen 79-136 kg-CO_{2,eq} pro Tonne gespeichertem CO₂. Die dabei verwendete Rückkühlungsoption sind Kühltürme. Bei einem weiteren Ausbau von Wasserkraft und anderen emissionsarmen Technologien würde die Treibhausgasintensität des Kompensationsstroms deutlich sinken, was zu niedrigeren Projektemissionen führt. Der Strommix der Schweiz ist jedoch schon stark dekarbonisiert und seine zukünftige Entwicklung durch viele Faktoren beeinflusst und daher schwer vorher zu sagen. Dementsprechend kann auch nicht gesagt werden, in welche Richtung sich die Projektemissionen (bezogen auf den Kompensationsstrom) entwickeln werden.

Nebst dem lokalen Strombedarf, den die KVA Linth bereitstellt, fällt auch der internationale Strombedarf für Transport und Speicherung ins Gewicht. Die Emissionen des CO₂-Transports per Zug und der geologischen Speicherung werden unter anderem bestimmt durch die Treibhausgasintensität des jeweiligen Strommixes. Hier ist die Erwartung, dass sich die Treibhausgasintensität des Stroms in europäischen Ländern wie Deutschland, Dänemark und Italien durch den Ausbau von erneuerbaren Energien verringern wird. Unter Berücksichtigung dieser Entwicklung ist in Zukunft mit verringerten Projektemissionen zu rechnen, denn die CO_{2,eq}-Emissionen des verwendeten Stroms für des Zugtransports haben einen grossen Anteil an den Projektemissionen.

Langfristig könnten die Projektemissionen weiter reduziert werden, nämlich wenn CO₂-Pipelines verfügbar sind. Die Treibhausgasemissionen des Pipeline-Transports hängen von mehreren Faktoren ab: der Transportphase des CO₂ (gasförmig oder überkritisch), der Pipelinekapazität sowie lokalen Rahmenbedingungen wie dem jeweiligen Strommix. Im europäischen Durchschnitt ergeben sich jedoch für die meisten Pipelinekonfigurationen Treibhausgasemissionen, die pro transportierter Tonne CO₂ und Kilometer mehr als viermal niedriger als der Transport mit dem Zug ausfallen.⁸⁹

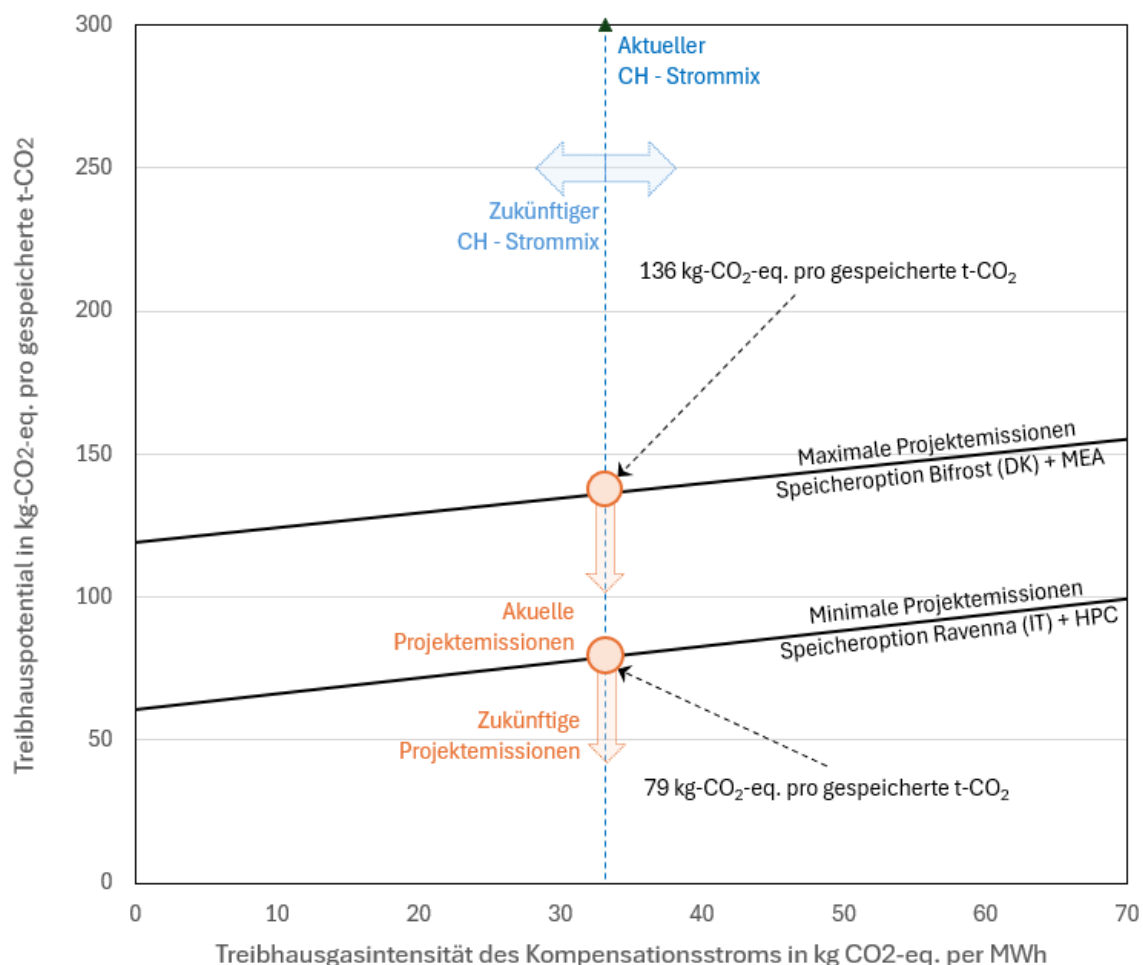


Abbildung 41: (Blau) Sensitivität des Treibhauspotentials des Projekts bezüglich der Treibhausgasintensität des gewählten Kompensationsstroms (Treibhauspotential des aktuellen Schweizer Strommix bei 33 kg CO_{2,eq} pro MWh). (Orange) Eine zu erwartende Dekarbonisierung des Stroms für den Bahntransport in Deutschland oder Italien wird die Projektemissionen entsprechend reduzieren.⁸⁹

13.4. Schlussfolgerung

Die Lebenszyklusanalyse zeigt, dass die gewählte Transport- und Speicherkette die CO₂-Emissionen des Projekts CCS Linth stärker beeinflusst als die gewählte Abscheidetechnologie. Auch wenn ein längerer Transportweg grundsätzlich zu höheren CO₂-Emissionen führt, müssen weitere Komponenten wie die benötigten Transportmittel und deren Energieträger (Diesel, Strommix des jeweiligen Landes) berücksichtigt werden. Zudem ist für alle Transport- und Speicherwege die effektive CO₂-Menge, die durch das Projekt nicht in die Atmosphäre gelangt, sehr gross. Werden die Projektemissionen betrachtet, bewegt sich das Projekt CCS Linth abhängig von der gewählten Speicherstätte in einem Bereich von 864 - 921 kg vermiedener CO_{2,eq}-Emissionen pro Tonne gespeichertes CO₂. Dies entspricht einer Gesamteffizienz des CCS-Verfahrens von 73%-78% der direkten Emissionen der KVA Linth. Damit ist gezeigt, dass CCS bei KVA in der Schweiz bereits mit den heutigen Rahmenbedingungen und verfügbaren Transportmitteln und trotz der langen Transportwege und des Energieeinsatzes aus Sicht des Klimaschutzes äusserst sinnvoll ist.

Es ist zu erwarten, dass sich durch den Ausbau von erneuerbaren Energien in europäischen Ländern wie Deutschland, Dänemark und Italien die CO_{2,eq}-Emissionen des elektrisch

betriebenen Zugtransports verringern werden. Dieser Umstand wird sich positiv auf die Effizienz der CCS-Kette auswirken und es ist zukünftig mit verringerten Projektemissionen und darum mit einer höheren Effizienz des Verfahrens zu rechnen.

Wenn in Zukunft ein europäisches Pipelinennetzwerk zur Verfügung steht, ist der Wechsel vom Bahntransport zum Pipelinetransport ein Faktor, der die Projektemissionen wesentlich reduzieren wird. Schon zum heutigen Zeitpunkt weisen Pipelines im Vergleich zu anderen Transportmöglichkeiten sehr geringe CO₂-Emissionen auf, die sich in Zukunft noch weiter verringern werden.

14. Rechtliches und Bewilligungen

14.1. Rechtliche Rahmenbedingung zur CO₂-Logistik und -Speicherung

Für die Speicherung und die dazu nötige Logistik müssen rechtliche und regulatorische Rahmenbedingungen berücksichtigt und geschaffen werden. Das BAFU hat dazu ein Faktenblatt mit einer Übersicht zum rechtlichen Rahmen der CO₂-Entnahme und Speicherung erstellt.⁸⁵

14.1.1. Nationaler Transport und geologische Speicherung in der Schweiz

Die Untersuchungen zu einer möglichen inländischen Speicherung von CO₂ im Untergrund befinden sich in der Schweiz erst in den Anfängen.¹¹⁸ Schon aus technischer Hinsicht ist daher klar, dass kurz- und mittelfristig das abgeschiedene CO₂ aus einer Schweizer Quelle nur im Ausland geologisch gespeichert werden kann. Auch der rechtliche Rahmen, der die Speicherung von CO₂ innerhalb der Schweiz ermöglicht, befindet sich im Aufbau. Zurzeit gibt es keine nationale Regelung zur Entwicklung von CO₂-Pipelines und geologischen Speicherstätten in der Schweiz. Vorgaben müssen daher auf kantonaler Ebene erstellt werden. Auch ist die CO₂-Speicherung im Untergrund der Schweiz abfallrechtlich momentan nicht zulässig.⁸⁵ Durch die Überweisung der Motion «Nationale Regelung zu Abscheidung, Transport und Speicherung von CO₂» erarbeitet der Bundesrat nun ein Rahmengesetz zuhanden des Parlaments. Damit sollen harmonisierte Regelungen für die Bewilligungsverfahren und den Bau von Pipelines und Untergrundspeichern geschaffen werden. Das Rahmengesetz soll voraussichtlich im Jahr 2031 in Kraft treten.¹³⁹

14.1.2. Internationaler Transport und geologische Speicherung in Europa

Die rechtliche Grundlage für die internationale CO₂-Logistik und die Speicherung im Meeresuntergrund bildet das Übereinkommen von Paris und das London Protokoll von 1996 zum Übereinkommen von 1972 (London Konvention) über «die Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Einbringen von Abfällen und anderen Stoffen».

Relevante Änderungen des London Protokolls und deren rechtlicher Stand

Im Jahr 2006 wurde im Annex 1 des London Protokoll eine Änderung vorgenommen, die das Einbringen von CO₂-Strömen in geologischen Formationen unter dem Meeresboden ermöglicht.⁹² Voraussetzung ist, dass es sich um reine CO₂-Ströme handelt und keine weiteren Stoffe zum Zweck des Deponierens hinzugefügt wurden. Die Änderung aus dem Jahr 2006 (LP.1(1)) ist für alle Vertragsparteien in Kraft. Mit dieser Änderung können Vertragsparteien mit eigenem Zugang zu geeigneten geologischen Formationen - bei Einhaltung der gegebenen Voraussetzungen - CO₂-Ströme in Gestein unter dem Meeresboden speichern.

Es haben aber nicht alle Vertragsparteien Zugang zu geeigneten Speicherstätten und die Ausfuhr von CO₂ zum Zweck der geologischen Speicherung ist mit der Änderung aus dem Jahr 2006 weiterhin verboten. Daher wurde 2009 diesbezüglich eine weitere Änderung des Artikel 6 des London Protokolls vorgenommen, um den Export von CO₂ zum Zweck der geologischen Speicherung unter dem Meeresboden zu erlauben. Voraussetzung ist dabei ein bestehendes Abkommen zwischen den involvierten Ländern. Diese Änderung (LP.3(4)) ist jedoch noch nicht völkerrechtlich in Kraft getreten, da sie bislang nicht genügend Vertragsparteien ratifiziert haben. Aus diesem Grund wurde 2019 eine provisorische Anwendung der Änderung von 2009 vereinbart

(LP.5(14)). Diese Vereinbarung gilt für jene Staaten, die eine Erklärung zur vorläufigen Anwendung der Änderung von 2009 abgegeben haben. In der Schweiz hat der Bundesrat 2023 die Änderung von 2009 des London Protokolls ratifiziert und auch eine Erklärung zur vorläufigen Anwendung der Änderung von 2009 abgegeben.¹⁴⁰

Damit sind in der Schweiz die rechtlichen Grundlagen für die Ausfuhr von CO₂ zum Zweck der geologischen Speicherung vorhanden. Die internationale Seeschiffahrtsorganisation listet mit Stand vom 9. Dezember 2025 neun weitere europäische Staaten, die den gleichen rechtlichen Stand zum CO₂-Export wie die Schweiz aufweisen.¹⁴¹ Ein wichtiges Mittelmeerland, nämlich Italien, ist nicht darunter. Tabelle 11 zeigt zum einen, welche europäischen Staaten die Änderung von 2009 des London Protokolls ratifiziert haben und zum anderen, welche dieser Staaten auch die vorläufige Anwendung dieser Änderung beschlossen haben.

Tabelle 11: Neun europäische Staaten haben eine Erklärung zur provisorischen Anwendung der Änderung von 2009 des London Protokoll abgegeben und damit die Ausfuhr von CO₂ zum Zweck der geologischen Speicherung unter dem Meeresboden rechtlich erlaubt. Stand 5. September 2025 gemäss der Internationalen Schifffahrtsorganisation [141].

London Protokoll von 1996 zum Übereinkommen von 1972 über «die Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Einbringen von Abfällen und anderen Stoffen	
Europäische Staaten, welche die noch nicht in Kraft gesetzte Änderung 2009 - Ausfuhr von CO ₂ zum Zweck der geologischen Speicherung unter dem Meeresboden erlaubt – ratifiziert haben.	→ Provisorische Anwendung der Änderung von 2009:
Belgien	umgesetzt
Dänemark	umgesetzt
Estland	ausstehend
Finnland	umgesetzt
Frankreich	umgesetzt
Kroatien	ausstehend
Die Niederlande	umgesetzt
Norwegen	umgesetzt
Schweden	umgesetzt
Schweiz	umgesetzt
Spanien	umgesetzt
Vereinigtes Königreich	umgesetzt

Bilaterale Abkommen gemäss dem London Protokoll

Nebst den direkten vertraglichen Vereinbarungen zwischen CO₂-Emittenten in der Schweiz und den ausländischen Anbietern von Transport- und Speicherleistung braucht es gemäss London

Protokoll auch bilaterale Abkommen zwischen den Staaten. Die bilateralen Abkommen sollen sicherstellen, dass die internationalen Bestimmungen eingehalten werden. Die Schweiz hat bislang mit zwei Partnerländern Vereinbarung getroffen. Im Sommer 2025 hat die Schweiz ein Abkommen mit Norwegen unterzeichnet und im Herbst 2025 mit Dänemark.^{142, 143} Damit kann CO₂ aus Schweizer Quellen in beide Länder ausgeführt und dort gespeichert werden. Die Niederlande und die Schweiz haben mit einem Memorandum of Understanding die Gespräche für ein bilaterales Abkommen aufgenommen.¹⁴⁴

Abfallrechtliche Exportgenehmigung für CO₂ zur Speicherung in geologischen Stätten

Nebst den durch das London Protokoll bedingten Rechtsgrundsätzen für die Ausfuhr von CO₂ ist eine weitere spezifisch nationale Vorgabe zu berücksichtigen. So gilt in der Schweiz abgeschiedenes CO₂, das zur geologischen Speicherung ins Ausland transportiert wird, rechtlich als Abfall.⁸⁵ Ganz konkret bedarf ein CCS-Projekt deshalb für das ins Ausland zu transportierende CO₂ eine abfallrechtliche Exportbewilligung, die beim BAFU eingeholt werden muss.¹⁴⁵

Rechtsvorgaben für geologische Speicherstätten in der EU

Die EU hat im Bereich CCS einen soliden Rechtsrahmen für die sichere Speicherung von CO₂ geschaffen.^{101, 98} Dieser Rechtsrahmen ist auch für schweizerische CCS-Projekte von grosser Bedeutung, denn geeignete geologische Speicherstätten befinden sich auf dem Gebiet der EU und europäischer Drittstaaten. Herzstück des rechtlichen Rahmens ist CCS-Richtlinie der EU über die geologische Speicherung von CO₂.⁹³

Die Richtlinie erlaubt Mitgliedstaaten die geologische Speicherung von CO₂ sowohl im Untergrund des Landesinneren wie auch im Untergrund des flachen, küstennahen Meeresbodens (Festlandsockel). Die Richtlinie legt hohe Sicherheitsstandards fest, damit das CO₂ langfristig und sicher in einer Gesteinsformation gespeichert wird und Risiken für die Umwelt und die menschliche Gesundheit minimiert werden.

Für den sicheren Betrieb einer Speicherstätte muss ein potentieller Betreiber seine technische Kompetenz nachweisen. Die zuständige nationale Behörde kann vor dem Betrieb eine umfassende Untersuchung des potentiellen Speicherkomplexes einfordern, eine sogenannte Exploration. Um die Eignung einer Gesteinsformation als geologische Speicherstätte zu erkunden, werden unter anderem Computermodelle erstellt, welche die Injektion des CO₂ in das Speichergestein und die Ausbreitung des CO₂ im Reservoir simulieren. Es wird eine Risikobewertung durchgeführt und potenzielle Risiken wie Leckagen durch den Austritt von CO₂ ermittelt.

Eine Speichergenehmigung für den Betrieb wird nur erteilt, wenn alle Anforderungen der Richtlinie und weitere EU-Rechtsvorschriften erfüllt sind. Der Betreiber unterliegt während dem Betrieb, der Schliessung und der Nachsorge der Speicherstätte diversen rechtlichen Vorschriften. Darum muss der Betreiber zeigen, dass er über ausreichend finanzielle Mittel verfügt, um allen Verpflichtungen nachkommen zu können. Der Betreiber ist verpflichtet, den Speicherkomplex im Betrieb und in der Nachsorge zu überwachen. Zu überwachende Kerngrössen sind beispielsweise Injektionsrate, Druck und Temperatur des CO₂ während der Injektion, Druck und Temperatur des Speicherreservoirs und gegebenenfalls des Umfelds und seismische Aktivitäten des Speicherkomplexes. Bei erheblichen Unregelmässigkeiten, unvorhergesehene Bewegungen des CO₂ in der geologischen Formation oder Leckagen muss der Betreiber vorgängig definierte Abhilfemassnahmen treffen und die Behörde informieren. Für entwichenes CO₂ muss der Betreiber im Rahmen des Emissionshandelssystem (EHS) der EU Zertifikate abgeben. Wird das Speicherreservoir

geschlossen, ist der Betreiber weiterhin in der Verantwortung. Wenn der Betrieb beendet wird und kein CO₂ mehr in das Speichergestein injiziert wird, macht der damit verbundene Druckabfall den Speicherstandort sicherer. Trotzdem dauert die Nachsorgeverpflichtung mindestens zwanzig Jahre. Erst nach dieser Mindestfrist von zwanzig Jahren darf die Speicherstätte in die Verantwortung der zuständigen Behörde übergeben werden. Voraussetzung dafür ist, dass es keine Leckagen gibt und alle verfügbaren Daten darauf hindeuten, dass das gespeicherte CO₂ vollständig und dauerhaft im Reservoir verbleibt und die Speicherstätte in einem langfristig stabilen Zustand ist. Nach der Übertragung der Verantwortung wird der Speicherkomplex in einem reduzierten Ausmass weiterhin überwacht. So ist die langfristige Sicherheit gewährleistet und erhebliche Unregelmässigkeiten und Leckagen würden auch in dieser Phase detektiert werden und entsprechende Massnahmen getroffen werden.

Für die Schweiz als Drittstaat ist zu beachten, dass CO₂, welches einer nach EU-Recht genehmigten Untergrundspeicherstätte zugeführt wird, unter das EHS der EU fällt. Dieser Grundsatz gilt unabhängig vom Ort der CO₂-Quelle und darum auch für in der Schweiz abgeschiedenes CO₂. Konkret bedeutet dies beispielsweise, dass bei einer Leckage während Transport und Speicherung das dabei emittierte CO₂ im EHS der EU rapportiert und mit Emissionsrechten entsprechend gedeckt werden muss.⁸⁵

Rechtsvorgaben für geologische Speicherstätten in Norwegen und dem Vereinigten Königreich

Norwegen hat die EU-Richtlinie über die geologische Speicherung von CO₂ in einer neuen Verordnung und Änderungen in zwei weiteren Verordnungen umgesetzt. Gemäss norwegischer Gesetzgebung sind geologische Speicherstätten nur im Festlandsockel zulässig. In Norwegen ist die geologische Speicherung von CO₂ daher nur unter dem Meeresboden möglich.¹⁴⁶

Das Vereinigte Königreich hat bereits im Jahr 2008, vor Inkrafttreten der EU-Richtlinie, einen ersten Rechtsrahmen für die geologische Speicherung von CO₂ unter dem Meeresboden geschaffen. Nachträglich wurde der Rahmen ausgeweitet und so kann im Vereinigten Königreich CO₂ sowohl Offshore wie auch Onshore geologisch gespeichert werden. Auch die Bestimmungen der EU-Richtlinie zum Zugang Dritter wurde durch spezielle Verordnungen umgesetzt. Eine Unklarheit besteht im Zusammenhang mit dem Emissionshandel. Es ist nicht eindeutig, wie das EU-Emissionshandelsystem und das Emissionshandelsystem der Vereinigten Königsreichs zusammenspielen und welche Regeln diesbezüglich für den Export und die Speicherung von CO₂ im Vereinigten Königreich gelten.¹⁴⁶

14.2. Rechtliche Rahmenbedingungen für CO₂-Zertifikate

Für CO₂, das in einem CCS oder CCUS-Verfahren gespeichert wird und damit nicht als Treibhausgas in die Atmosphäre gelangt, können Zertifikate generiert werden. Der Erlös durch den Verkauf dieser Zertifikate kann dazu beitragen, dass CCS-Projekte wirtschaftlich tragbar werden.

Zum heutigen Zeitpunkt liegen für ein CCS-Projekt an einer Schweizer KVA die möglichen Zertifikatserlöse weit unter den zu erwartenden Gestehungskosten. Der Verkauf von CO₂-Zertifikaten eignet sich deshalb Stand heute nicht dazu, ein Projekt finanziell zu tragen. Durch den Zertifikatsverkauf können aber finanzielle Mittel beigesteuert werden. Aus diesem Grund sollte die Entwicklung der verschiedenen Zertifizierungsmöglichkeiten verfolgt und im Auge behalten werden. Dabei muss berücksichtigt werden, dass KVA rund 50% fossiles und 50% biogenes CO₂ emittieren. Der fossile CO₂-Anteil stammt aus der Verbrennung von fossilen Abfällen wie Kunststoff. Bei der

Speicherung des fossilen CO₂-Anteils wird der Ausstoss von CO₂ in die Atmosphäre vermieden. Der biogene CO₂-Anteil entsteht bei der Verbrennung von biogenen Abfällen wie Holz. Bei der Speicherung des biogenen CO₂-Anteils wird dem natürlichen Kohlenstoffkreislauf CO₂ entzogen, es werden negative CO₂-Emissionen erzeugt. Dementsprechend zählt die geologische Speicherung von biogenem CO₂ zu den Negativemissionstechnologien (NET). Ob das zertifizierte CO₂ fossilen oder biogenen Ursprungs ist, kann sich gegebenenfalls stark auf den Verkaufspreis auswirken. Möglichkeiten, gespeichertes CO₂ einer KVA zu zertifizieren, bieten sich sowohl auf dem Schweizer Pflichtmarkt wie auf dem Freiwilligen CO₂-Markt.

Der Schweizer Pflichtmarkt beruht auf dem CO₂-Gesetz. Das Gesetz verpflichtet Hersteller und Importeure fossiler Treibstoffe dazu, einen Teil der bei der Nutzung der Treibstoffe entstehenden CO₂-Emissionen zu kompensieren. Der Kompensationspflicht kann nachgekommen werden, indem CO₂-Zertifikate abgegeben werden, sogenannte Bescheinigungen. Diese handelbaren Bescheinigungen weisen nach, dass durch ein Projekt im In- oder Ausland CO₂-Emissionen reduziert worden sind. Bescheinigungen sind nicht zu verwechseln mit Emissionsrechten. Letztere sind innerhalb des EHS handelbare Berechtigungen zum Ausstoss von Treibhausgasen, die der Bund teilnehmenden Anlagenbetreibern zuteilt. Die geologische Speicherung von CO₂ im Untergrund zählt im Schweizer Pflichtmarkt als zulässiges Kompensationsprojekt. Zu beachten ist jedoch, dass nur Bescheinigungen für Massnahmen ausgestellt werden, die über die gesetzlichen Anforderungen hinausgehen und nicht schon anderweitig gefördert werden. Aus diesem Grund muss im Schweizer Pflichtmarkt die Branchenvereinbarung zwischen dem UVEK und dem VBSA aus dem Jahr 2022 berücksichtigt werden. Auf Grund der getroffenen Vereinbarung verpflichtet sich die KVA-Branche bis im Jahr 2030 eine CO₂-Abscheideanlage mit einer Jahreskapazität von mindestens 100'000 tCO₂/Jahr in Betrieb zu nehmen. Dafür sind die KVA aus dem EHS ausgenommen.

Weiter bietet sich der Verkauf von Zertifikaten auf dem Freiwilligen CO₂-Markt an. Es gibt mehrere Standards, nach denen das gespeicherte CO₂ für den Freiwilligen Markt zertifiziert werden kann. Es ist zu beachten, dass, anders als im Schweizer Pflichtmarkt, keine gesetzliche Grundlage vorliegt. Der Freiwillige Markt beruht darauf, dass Unternehmen ihre CO₂-Emissionen freiwillig kompensieren. Die Entwicklung der Verkaufspreise ist dementsprechend schwierig vorher zu sehen. Zudem muss darauf geachtet werden, dass die Reduktion der CO₂-Emissionen nicht gleichzeitig an nationale und freiwillige Ziele angerechnet und damit doppelt gezählt wird.

15. Finanzierung

Die Finanzierung stellt derzeit die grösste Herausforderung für die Umsetzung von CCS-Projekten bei KVA in der Schweiz dar. Aktuell sind die Rahmenbedingungen zur Finanzierung von grossmasstäblichen CCS-Projekten nicht ausreichend gegeben.

Die Entwicklung und Umsetzung einer Finanzierungslösung für CCS-Projekte bei KVA ist äusserst komplex und vielschichtig. Die zahlreichen Anforderungen und Stakeholder sind in Abbildung 42 illustrativ dargestellt.

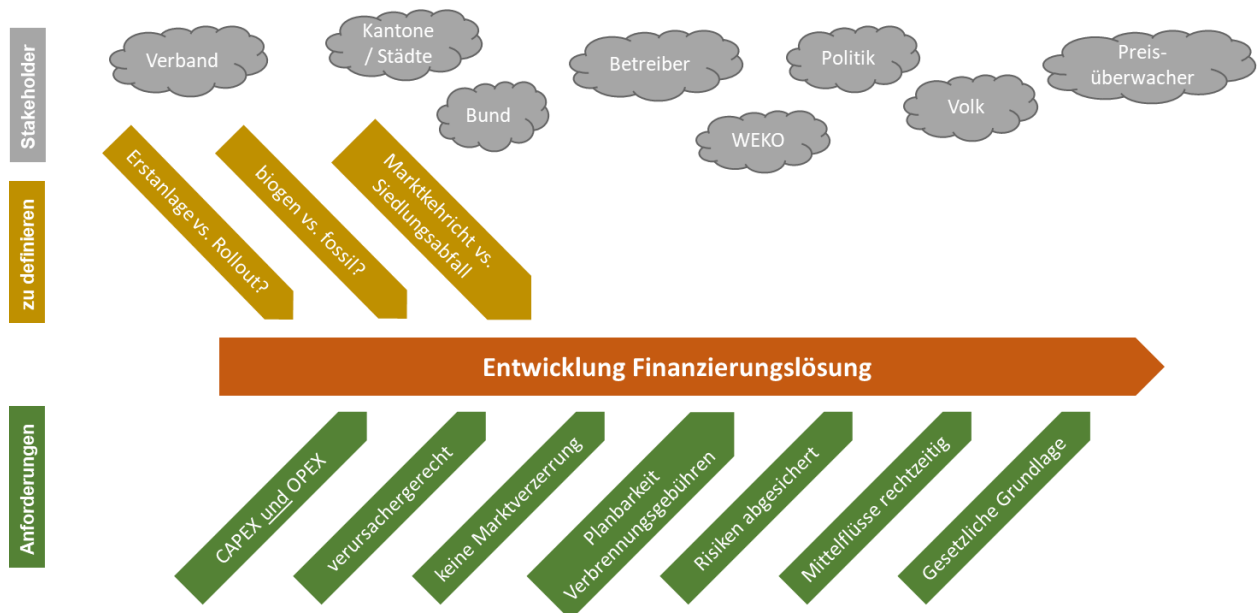


Abbildung 42: Illustration zu den vielschichtigen Aspekten, die bei der Entwicklung einer Finanzierungslösung für CCS bei KVA in der Schweiz einfließen müssen.

Die Situation unterscheidet sich stark, je nachdem, welche Phase (Erstanlage im Rahmen der Branchenvereinbarung vs. Rollout bei allen KVA), welches CO₂ (biogener vs. fossiler Anteil) und welcher Abfall (Marktkehrrecht vs. Siedlungsabfall) betrachtet wird.

Grundsätzlich ist der Umgang mit biogenem und fossilem CO₂ getrennt zu betrachten – insbesondere im Rollout, bei dem eine verursachergerechte Lösung erforderlich ist. So kann beispielsweise die Finanzierung der Abscheidung vom fossilen CO₂-Anteil über die Verbrennungsgebühr als verursachergerecht betrachtet werden. Für den biogenen Anteil ist jedoch ein anderer Ansatz nötig, da eine Finanzierung über die Verbrennungsgebühren nicht verursachergerecht und somit nicht sinnvoll / zulässig wäre. Dafür können mit dem biogenen CO₂ Negativemissions-Zertifikate generiert werden, die verkauft werden könnten. Die Erlöse reichen jedoch nicht, um Projekte zu finanzieren und abzusichern. Im Ausland werden daher entsprechende Projekte zusätzlich stark gefördert; geeignete Fördermechanismen oder Anreizsysteme für Grossprojekte gibt es in der Schweiz bislang nicht in ausreichendem Umfang.

Zusätzlich sind die Anforderungen und Verantwortlichkeiten zahlreicher Stakeholder zu berücksichtigen. Der VBSA erarbeitet im Rahmen der Branchenvereinbarung eine Lösung für eine Erstanlage, während der Bund mit der Weiterentwicklung der CO₂-Gesetzgebung nach 2030 die Grundlagen für einen späteren Rollout schaffen will. Solange keine klaren gesetzlichen Vorgaben bestehen, müssen Anlagenbetreiber – und je nach Organisationsstruktur auch Kantone, Städte,

politische Gremien oder das Stimmvolk – einer Umsetzung zustimmen. Der Preisüberwacher beurteilt Gebührenanpassungen im Bereich des Siedlungsabfalls kritisch, sofern keine gesetzliche Verpflichtung besteht. Vergleichbare Fragestellungen dürften sich auch im Kontext der Wettbewerbskommission (WEKO) hinsichtlich der Verbrennungsgebühren für Marktkehricht stellen.

Darüber hinaus müssen Voraussetzungen erfüllt sein, die es einer öffentlich organisierten KVA erlauben, einen positiven Bauentscheid zu fällen. Unter den aktuellen rechtlichen Rahmenbedingungen würde ein CCS-Projekt faktisch «freiwillig» umgesetzt, da keine gesetzliche Verpflichtung besteht. Im Fall der KVA Linth etwa müssen die Delegierten von 28 Eigentümergemeinden zustimmen. Voraussetzung dafür ist insbesondere eine verlässliche und langfristig planbare Entwicklung der Verbrennungsgebühren. Projektrisiken können nicht über die ordentliche Verbrennungsgebühr getragen werden, und eine Wettbewerbsverzerrung gegenüber anderen Anlagen muss ausgeschlossen sein. Neben den Baukosten muss für einen positiven Bauentscheid auch der Betrieb zumindest über einen Mindestzeitraum gesichert sein. Zudem müssen die notwendigen finanziellen Mittel rechtzeitig verfügbar sein, da eine Kapitalbeschaffung am Markt unter den gegebenen Unsicherheiten schwierig sein dürfte. Ein tragfähiges Konzept muss daher nicht nur die Finanzierung selbst regeln, sondern auch Planungssicherheit, Risikoabsicherung und Versicherungslösungen umfassen; eine reine Vergütung pro gespeichertem CO₂ oder ein Investitionszuschuss greifen zu kurz.

Gemäss der Branchenvereinbarung zwischen UVEK und VBSA aus dem Jahr 2022 soll bis 2030 mindestens eine Anlage mit einer Abscheidekapazität von mindestens 100'000 tCO₂/Jahr gebaut und in Betrieb genommen werden. An der Versammlung der KVA-Betreiber des VBSA am 12.06.2025 wurde die KVA Linth als Standort für die Umsetzung dieser Erstanlage bestimmt. Mit dem abgeschlossenen Vorprojekt ist «CCS Linth» aus technischer und projektbezogener Sicht bereit für die nächste Planungs- und Umsetzungsphase.

Das vom VBSA skizzierte Finanzierungsmodell basiert auf einer solidarisch erhobenen Gebühr pro Tonne Abfall, die in der Schweiz in einer KVA verwertet wird. Damit sollte die Umsetzung der Erstanlage im Rahmen der Branchenvereinbarung ermöglicht werden. Inzwischen hat sich jedoch gezeigt, dass dieses Modell unter den aktuellen Rahmenbedingungen nicht realisierbar ist. Zwar erfüllt es einen Grossteil der in Abbildung 42 dargestellten Anforderungen, doch fehlen eine gesicherte Finanzierung der Betriebskosten sowie eine ausreichende gesetzliche Grundlage für eine flächendeckende Erhöhung der Verbrennungsgebühren. Solange diese Voraussetzungen nicht geschaffen sind, muss das Projekt «CCS Linth» pausiert werden, da die Mittel für die weitere Planung derzeit nicht gesichert sind.

16. Relevante Erkenntnisse für konkrete Projekte bei KVA

Für KVA-Betreiber, welche sich konkret mit der CO₂ Abscheidung auseinandersetzen, sind nachfolgend einige relevante Erkenntnisse zusammengefasst.

CO₂-Abscheidung

- Im Bereich der Abscheideverfahren finden derzeit zahlreiche vielversprechende Entwicklungen statt. Es empfiehlt sich, technologisch offen zu bleiben und sich nicht früher als nötig auf ein Verfahren festzulegen. (→ siehe Kapitel 4)
- Der Verlust im Energieabsatz einer KVA durch den Betrieb einer Abscheideanlage kann nicht mit dem Energiebedarf der Abscheideanlage gleichgesetzt werden. Es muss auch die nutzbare Abwärme zwingend berücksichtigt werden, insbesondere wenn unterschiedliche Verfahren oder Lösungsmittel gegenübergestellt werden. (→ siehe Kapitel 7)
- Mit einer Pilotanlage kann das Verhalten im Betrieb am konkreten Abgasstrom untersucht und damit Projektrisiken gesenkt werden - beispielsweise zur Haltbarkeit der Materialien bei der Membrantechnologie, zum Verhalten des Lösungsmittels beim HPC-Verfahren oder zu den Emissionen aus der Aminwäsche. (→ siehe Abschnitte 4.1.3, 4.3, 5.1)
- Falls eine Aminwäsche ins Auge gefasst wird:
 - Es bestehen weiterhin Unsicherheiten hinsichtlich Bewilligungsfähigkeit. In der Schweiz wird aktuell ein sehr tief angesetzter Immissions-Zielwert für Schadstoffe aus der Aminwäsche gefordert. (→ siehe Abschnitt 5.4)
 - Die Wahl des verwendeten Amins beeinflusst die lufthygienischen Aspekte und damit die Bewilligungsfähigkeit der Anlage wesentlich. (→ siehe Abschnitt 4.1.1)
- Lieferanten geben in der Regel nur belastbare Angebote ab, wenn aufwändige, vergütete Studien (z. B. FEED-Studien), vorliegen. Dies ist in der Projektplanung zu beachten.

CO₂-Logistik und Speicherung

- Ein Grossteil des in Schweizer KVA abgeschiedenen CO₂ muss mangels inländischer Alternativen (Speicherung und Verwendung) im Ausland geologisch gespeichert werden. (→ siehe Kapitel 10 und 11)
- Die vertraglichen Vereinbarungen mit Hub- und Speicherbetreibern sind sehr komplex.
- Grössere Transportdistanzen zum Speicherstandort führen zu höheren Kosten und CO₂-Emissionen im Projekt. Der Klimanutzen ist immer gegeben. (→ siehe Kapitel 13)
- Für die nächsten Jahre muss für den internationalen Transport mit verfügbaren Transportmitteln (LKW und Bahn) geplant werden. Es ist derzeit nicht absehbar, wann weitere Logistiklösungen verfügbar sein werden (Pipelines, Rheinschiffe). (→ siehe Kapitel 9)
- Bahnkesselwagen sind ein effizientes Transportmittel. Voraussetzung dafür ist ein geeigneter Bahnanschluss mit Verladeinfrastruktur in der Nähe der KVA und beim ausländischen Partner. Der Flächenbedarf für CO₂-Verflüssigung, -Zwischenlagerung und -Verlad ist in der Regel deutlich grösser als jener der CO₂-Abscheideanlage. Für grosse Zwischenspeicher sind Störfallrisiken (Leckagen) zu betrachten. (→ siehe Kapitel 8)
- Dienstleister bieten die komplette Logistik und Speicherung als Gesamtpaket an, was die Komplexität des Projekts senken kann.
- Insbesondere in der Anfangsphase ist mit Unterbrüchen in der CCS-Prozesskette zu rechnen, während Kosten in der Logistik- und Speicherung weiterlaufen. Die Finanzierungslösung muss diese Risiken tragen können. (→ siehe Kapitel 15)

Aspekte bei Neu- oder Ersatzbauten von KVA

- Für die Nachrüstbarkeit mit einer CO₂-Abscheidung sollten unabhängig vom Abscheideverfahren folgende Aspekte berücksichtigt werden:
 - Die Feuerung so auslegen, dass eine möglichst hohe CO₂-Konzentration im Abgas erreicht wird, da dies die Effizienz der Abscheidung erhöht.
 - Die Dampfentnahme bei der Auslegung des Wärme-Dampf-Kreislaufs bezüglich Dampfparameter, Turbinentyp etc. berücksichtigen (nicht bei allen Verfahren nötig). (→ siehe Kapitel 4)
 - Eine Abgaskühlung auf rund 40°C gegebenenfalls bereits vorsehen.
 - Die Anbindung in die Abgaskanäle vorbereiten (z. B. Stutzen für Entnahme und Rückführung).
 - Ausreichende Flächen für CO₂-Abscheidung, Aufbereitung sowie gegebenenfalls Zwischenlagerung und Verlad vorsehen. (→ siehe Abschnitt 8.4)
- Bei der Auslegung der Abgasreinigung beachten (besonders wenn eine Aminwäsche geplant wird): (→ siehe Kapitel 6)
 - Möglichst geringe NO₂- und SO₃-Konzentrationen (z.B. Auslegung SCR-Katalysator)
 - Möglichst geringe Aerosolbildung (z. B. Verzicht auf Nasselektrofilter).

17. Schlusswort

Die Arbeit im CO₂ Kompetenzzentrum der letzten Jahre hat gezeigt: CCS bei KVA in der Schweiz ist technisch umsetzbar, aber herausfordernd. Die Technologie befindet sich noch nicht in einem Reifegrad, der eine Umsetzung nach bewährtem „Standardvorgehen“ erlauben würde – wie dies etwa beim Bau einer neuen KVA üblich ist. Erste Anlagen werden daher unweigerlich Pioniercharakter haben. Es ist davon auszugehen, dass sie nach der Inbetriebnahme nicht sofort die volle Verfügbarkeit erreichen, dass die tatsächliche Performance von den Planwerten abweichen kann und dass nachträgliche Optimierungen erforderlich sein werden. Entsprechende Erfahrungen wurden bei allen bisherigen CO₂-Abscheidungen bei Verbrennungsanlagen gemacht.

Risiken wie Unterbrüche und Verzögerungen bestehen insbesondere auch bei der internationalen CO₂ Logistik- und Speicherkette, welche in der benötigten Grössenordnung und über die erforderlichen Distanzen neuartig. Vor diesem Hintergrund erscheint die vom Bund angedachte „Pionierphase“, in der zunächst einzelne Projekte im Vollmassstab umgesetzt und Erfahrungen gesammelt werden, bevor in eine „Skalierungsphase“ übergegangen wird, als sinnvoll und notwendig.

Mangels ausreichender inländischer Alternativen wird ein grosser Teil des abgeschiedenen CO₂ zur geologischen Speicherung ins Ausland transportiert werden müssen. Engpässe könnten insbesondere beim Zugang zu geeigneter Infrastruktur für den Umschlag aus Bahnkesselwagen (CO₂-Hubs) sowie bei verfügbaren Speicherkapazitäten entstehen, zumal viele internationale Projekte mit Unsicherheiten in der zeitlichen Umsetzung behaftet sind. Entsprechend bestehen auch bei den Kosten für Logistik und Speicherung weiterhin Unsicherheiten.

Die grösste Herausforderung für die Umsetzung von CCS bei KVA in der Schweiz bleibt jedoch die Schaffung tragfähiger Finanzierungs- und Risikoabsicherungsmodelle. Unter den heutigen Rahmenbedingungen ist eine Umsetzung nicht realistisch. Politik, Bund und Branche sind nun gefordert, die notwendigen Voraussetzungen zu schaffen. Eine Schlüsselrolle kommt dabei der anstehenden Revision des CO₂ Gesetzes zu, welche im Jahr 2026 in die Vernehmlassung kommt und ab 2031 die Finanzierung von CCS regeln soll.

Trotz dieser Herausforderungen steht die Stiftung ZAR weiterhin klar hinter CCS bei KVA und glaubt daran, dass die Umsetzung gelingen kann. Dem erheblichen finanziellen Aufwand (rund 0.1% des Bruttoinlandprodukts) sowie dem zusätzlichen Energiebedarf (rund 2% des Schweizer Strombedarfs) bei einer flächendeckenden Umsetzung bis 2050 steht ein bedeutender klimapolitischer Nutzen gegenüber: die Vermeidung beziehungsweise Kompensation eines substanziellen Anteils der schwer vermeidbaren Restemissionen der Schweiz (rund 30 %). Die Gewichtung von Aufwand und Nutzen ist letztlich eine politische und gesellschaftliche Entscheidung. Klar ist jedoch: Das vom Volk bestätigte und gesetzlich verankerte Netto-Null-Ziel dürfte ohne CCS kaum erreichbar sein. Die zentralen Kennzahlen und Kernaussagen zu einer flächendeckenden Umsetzung sind in Abbildung 43 zusammengefasst.

Der Stiftungsrat der Stiftung ZAR hat entschieden, das CO₂ Kompetenzzentrum weiterzuführen. Es wird sich auch künftig dafür einsetzen, die Entwicklung und Umsetzung von CCS-Prozessketten in der Schweiz aktiv zu unterstützen.

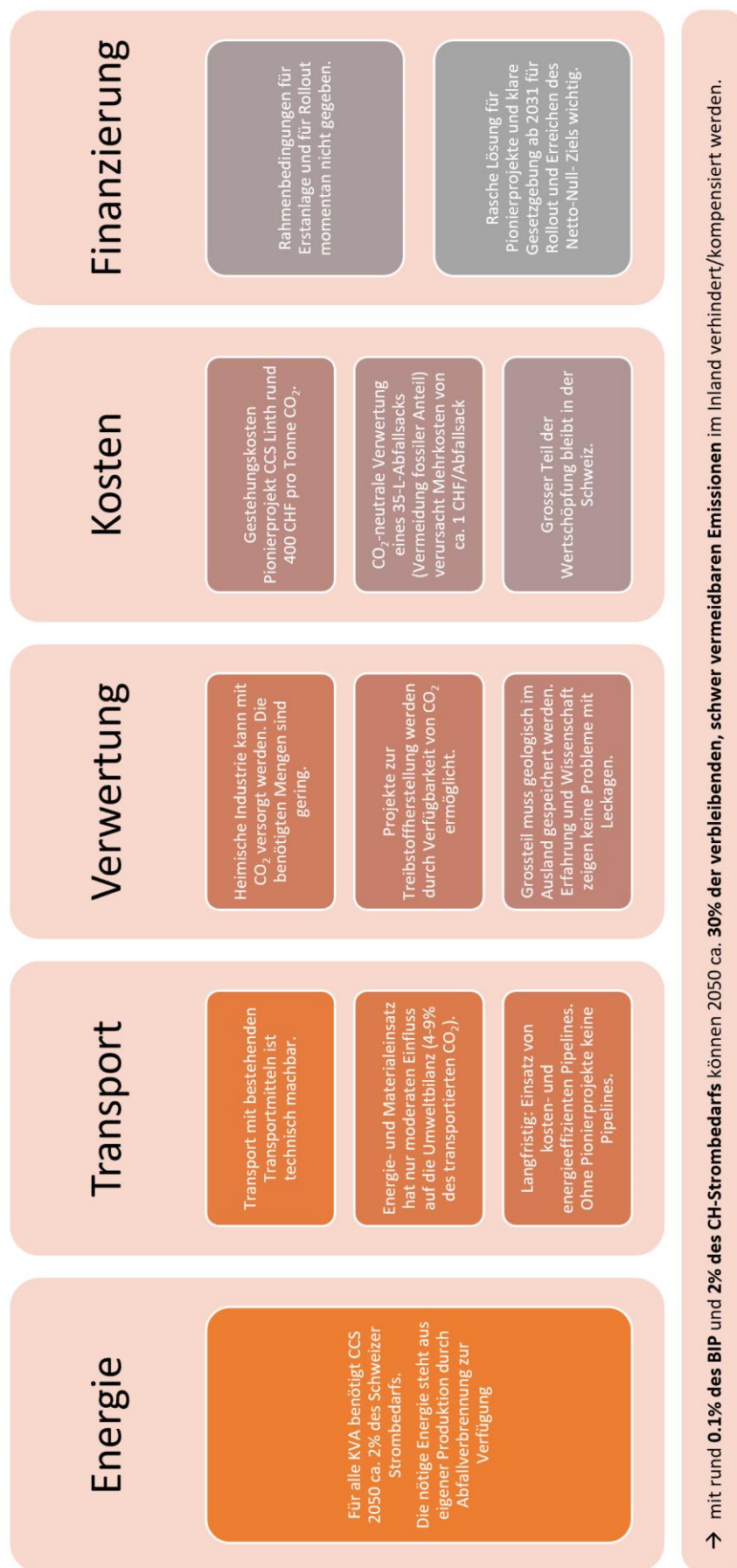


Abbildung 43: Zentrale Kennzahlen und Kernaussagen zu einer flächendeckenden Umsetzung von CCS bei KVA

18. Anhänge

18.1. Anhang A: Emissionsmessungen Abluft KVA Linth

Dieser Anhang beschreibt die Messungen und Ergebnisse, welche in Abschnitt 5.1.5 zusammengefasst sind.

Folgendes Projektziel wurde definiert: *Gemeinsam mit der Fa. Airmes soll ein Messverfahren zur Erfassung von 16 Nitrosaminen in Prozess-Abluft entwickelt und in der Praxis überprüft werden.*

Wahl der untersuchten Nitrosamine: Gemäss Luftreinhalteverordnung (LRV, Stand 01. Januar 2024) existiert kein Emissionsgrenzwert für Nitrosamine, was auch einer bislang fehlenden validierten Messmethodik geschuldet ist. Lediglich in der MAK-Werte Liste der SUVA sind für Einzelstoffe (NMEA, NDMA, NDIPA und NDELA) Grenzwerte von jeweils 1'000 ng/m³ definiert. Diese vier Verbindungen sind in der Gruppe der ausgewählten 16 Nitrosamine enthalten, welche in Tabelle 12 aufgeführt sind. Die Auswahl der weiteren Verbindungen orientierte sich an häufig bei der Aminwäsche eingesetzten Aminen bzw. an deren typischen Zersetzungsprodukten.

Tabelle 12: Liste der untersuchten Nitrosamine.

Kürzel	Verbindung
NDMA	N-Nitrosodimethylamin
NDEA	N-Nitrosodiethylamin
NEIPA	N-Nitroso-ethyl-isopropylamin
NDIPA	N-Nitrosodi-iso-propylamin
NMBA	N-Nitroso-N-methyl-4-aminobuttersäure
NMPIA	N-Nitroso-N'-methylpiperazin
NDBA	N-Nitrosodi-n-butylamin
NMPA	N-Nitroso-N-methyl-3-aminopropansäure
NDELA	N-Nitrosodiethanolamin
NMEA	N-Nitroso-methylethylamin
NDPA	N-Nitrosodi-n-propylamin
NPYR	N-Nitrosopyrrolidin
NPIP	N-Nitrosopiperidin
NMOR	N-Nitrosomorpholin
NMBAMe	N-Nitroso-N-methyl-4-aminobuttersäuremethylester
NMPAMe	N-Nitroso-N-methyl-3-aminopropansäuremethylester

Kontinuierlich erfasste Messgrössen:

- Temperatur
- Abgasgeschwindigkeit

Einzelmessungen:

- Volumenstrommessung
- Feuchte (Kondensation)
- 16 Nitrosamine

Die Probenahme (gasförmig und Tröpfchen) erfolgte durch isokinetische Absaugung mit nachfolgender Kondensation in einem Abgaskühler gemäss BAFU-Messempfehlung. Das Kondensat wurde über eine Kondensatflasche aufgefangen sowie mit drei weiteren Waschflaschen (Impinger) zurückgehalten. In der Kondensatflasche sowie in Impinger 1 und 2 wurde Amidosulfonsäure (0.1 mol/l) vorgelegt. Der letzte, leere Impinger diente als Tropfenfänger. Abschliessend wurde

der Abgasstrom über eine ThermoSorb®-N Kartusche der Fa. Elutia zur Adsorption verbliebener Spuren von Nitrosaminen geführt.

Die nachfolgende Abbildung Abbildung 44 zeigt die verwendete Apparatur.

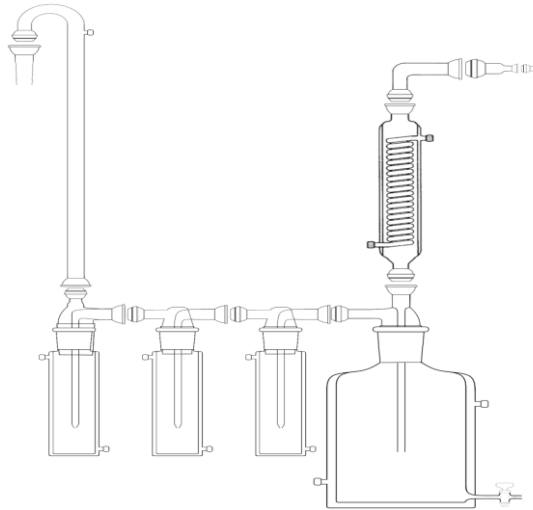


Abbildung 44: Verwendete Probenahmeapparatur zur Absorption von Nitrosaminen aus Prozessabluft (Airmes AG)



Abbildung 45, 46: Emissionsmessung am Abluftrohr des FLUWA-Abluftwäschers (links) und der Vakuumpumpe des FLUWA-Bandfilters (rechts)

Während der Messungen befand sich die Flugaschenwäsche im Normalbetrieb.

Mit der quantitativen Bestimmung der 16 Nitrosamine in den Waschflüssigkeiten wurde ein akkreditiertes Labor in der Schweiz beauftragt (Labor Veritas). Im Zuge der Messungen konnte lediglich NDBA im Luftstrom des Abluftwäschers in einer Konzentration oberhalb der Bestimmungsgrenze des eingesetzten Analyseverfahrens (GC-TEA) nachgewiesen werden. Eine zusammenfassende Darstellung der Analysendaten kann nachfolgender Tabelle entnommen werden.

Tabelle 13: Messergebnisse Nitrosamine im Luftstrom des Abluftwäschers der Flugaschenwäsche.

05.08.2025	Nitrosamine, nach Vakuumpumpe (FLUWA)	abs. Menge	Konzentration
Kürzel	Verbindung	µg	µg/m ³ n.tr
NDMA	N-Nitrosodimethylamin	< 0.33	< 0.034
NDEA	N-Nitrosodiethylamin	< 0.33	< 0.034
NEIPA	N-Nitroso-ethyl-isopropylamin	< 0.33	< 0.034
NDIPA	N-Nitrosodi-iso-propylamin	< 0.33	< 0.034
NMBA	N-Nitroso-N-methyl-4-aminobuttersäure	< 0.33	< 0.034
NMPIA	N-Nitroso-N'-methylpiperazin	< 0.33	< 0.034
NDBA	N-Nitrosodi-n-butylamin	1.70	0.18 ± 0.04
NMPA	N-Nitroso-N-methyl-3-aminopropansäure	< 0.33	< 0.034
NDELA	N-Nitrosodiethanolamin	< 0.33	< 0.034
NMEA	N-Nitroso-methylethylamin	< 0.33	< 0.034
NDPA	N-Nitrosodi-n-propylamin	< 0.33	< 0.034
NPYR	N-Nitrosopyrrolidin	< 0.33	< 0.034
NPIP	N-Nitrosopiperidin	< 0.33	< 0.034
NMOR	N-Nitrosomorpholin	< 0.33	< 0.034
NMBAMe	N-Nitroso-N-methyl-4-aminobuttersäuremethylester	< 0.33	< 0.034
NMPAMe	N-Nitroso-N-methyl-3-aminopropansäuremethylester	< 0.33	< 0.034
	Summe (inkl. BG):	6.7 ± 5.4	0.69 ± 0.55
	Summe (inkl. ½ BG):	4.2 ± 2.9	0.43 ± 0.30
	Summe (exkl. BG):	1.7 ± 0.4	0.18 ± 0.04

Ein Aufsummieren von Bestimmungsgrenzen (BG) kann bei 16 Einzelverbindungen zu Fehlinterpretationen führen, da dann effektiv nachgewiesene Mengen im Rauschen der technischen Limitierungen «untergehen». Deshalb wurde neben der Summe über alle BG auch die in der behördlichen Praxis vielfach verwendete Summe der halben BG sowie die Summe exkl. BG angegeben.

Wie sich zeigt, liegen alle Einzelemissionen deutlich unterhalb des SUVA-MAK-Wertes. Ein Vergleich mit den in Kopenhagen von Force erreichten Bestimmungsgrenzen² für Einzelverbindungen im Abgas zeigt, dass diese in einem ähnlichen Bereich lagen.

Interessant ist an dieser Stelle der Vergleich mit Nitrosamin-Gehalten im Wasserkreislauf des FLUWA-Abluftwäschers. Hier zeigen die nachfolgend aufgeführten Daten für NDBA keine Auffälligkeiten. Die Konzentrationen aller untersuchten NA liegt in diesem Fall unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Tabelle 14: Messungen zum Nitrosamingehalt im Wasserkreislauf des FLUWA-Abluftwäschers.

06.08.2025		Probenahmezeitpunkt:	10:30	13:30
Kürzel	Nitrosamine Verbindung		Konzentration µg/L	Konzentration µg/L
NDMA	N-Nitrosodimethylamin		< 0.3	< 0.3
NDEA	N-Nitrosodiethylamin		< 0.3	< 0.3
NEIPA	N-Nitroso-ethyl-isopropylamin		< 0.3	< 0.3
NDIPA	N-Nitrosodi-iso-propylamin		< 0.3	< 0.3
NMBA	N-Nitroso-N-methyl-4-aminobuttersäure		< 0.3	< 0.3
NMPIA	N-Nitroso-N'-methylpiperazin		< 0.3	< 0.3
NDBA	N-Nitrosodi-n-butylamin		< 0.3	< 0.3
NMPA	N-Nitroso-N-methyl-3-aminopropansäure		< 0.3	< 0.3
NDELA	N-Nitrosodiethanolamin		< 0.3	< 0.3
NMEA	N-Nitroso-methylethylamin		< 0.3	< 0.3
NDPA	N-Nitrosodi-n-propylamin		< 0.3	< 0.3
NPYR	N-Nitrosopyrrolidin		< 0.3	< 0.3
NPIP	N-Nitrosopiperidin		< 0.3	< 0.3
NMOR	N-Nitrosomorpholin		< 0.3	< 0.3
NMBAMe	N-Nitroso-N-methyl-4-aminobuttersäuremethylester		< 0.3	< 0.3
NMPAMe	N-Nitroso-N-methyl-3-aminopropansäuremethylester		< 0.3	< 0.3
	Summe (inkl. BG):		< 3.2	< 3.2
	Summe (inkl. ½ BG):		< 1.6	< 1.6
	Summe (exkl. BG):		0.0	0.0

Vergleicht man die Bestimmungsgrenzen des akkreditierten Labors für rein wässrige Proben jedoch mit denen der EPFL (siehe Kapitel 4.3.3), zeigen sich gravierende Unterschiede. Letztlich steht eine Bestimmungsgrenze von 0.3 µg/l pro Einzelverbindung für die Analytik mit GC-TEA einer Bestimmungsgrenze von 0.002-0.005 µg/l bei Analytik mit LC-MS (EPFL) gegenüber. Sofern bei einem Umweltmonitoring mit Summenparametern gearbeitet wird, können sich hier je nach Labor komplett unterschiedliche Beurteilungen des ökologischen Einflusses eines Verfahrens ergeben.

18.2. Anhang B: Immissionsmessungen Umgebungsluft KVA Linth

Für die Bestimmung von Nitrosaminen in Raumluft bietet die Firma Ellutia zur Arbeitsplatzüberwachung ein System an, das eine hohe Empfindlichkeit durch Voranreicherung auf einem spezifischen Adsorbens (ThermoSorb®-N Kartuschen) erreicht. Hinsichtlich der maximal zulässigen Luftfeuchtigkeit und Beladungszeit bestehen allerdings Restriktionen. Die adsorbierten Verbindungen werden anschliessend mit Dichlormethan/Methanol eluiert und in der flüssigen Phase mittels GC-TEA quantitativ analysiert. Auf diese Weise können mit dem Standardverfahren pro Nitrosamin adsorbierte Mengen von 1 ng (absolut) nachgewiesen werden.

Mit einem Beladungsversuch im Aussenbereich der KVA Linth sollten nun erste eigene Erfahrungen hinsichtlich erreichbarer Nachweisgrenzen und auftretender Probleme gesammelt werden, sowie dieses Thema bei Schweizer Anbietern bekannt gemacht werden. Mit der Durchführung der Messungen wurde die Firma Airmes AG beauftragt, die vorgängig bereits Nitrosamin-Messungen im Innenbereich gemäss der Spezifikation des Lieferanten durchgeführt hatte.

Abbildung 47 zeigt die ausgewählten Messstandorte:

- Standort A, Innerer Verbindungsgang im Containerdorfs (regengeschützt, gute Durchlüftung entlang der Hauptwindrichtung im Tal)
- Standort B, Bühne im Hang-zugewandten Aussenbereich der KVA (Aussenbereich FLUWA, Ammoniaklager)

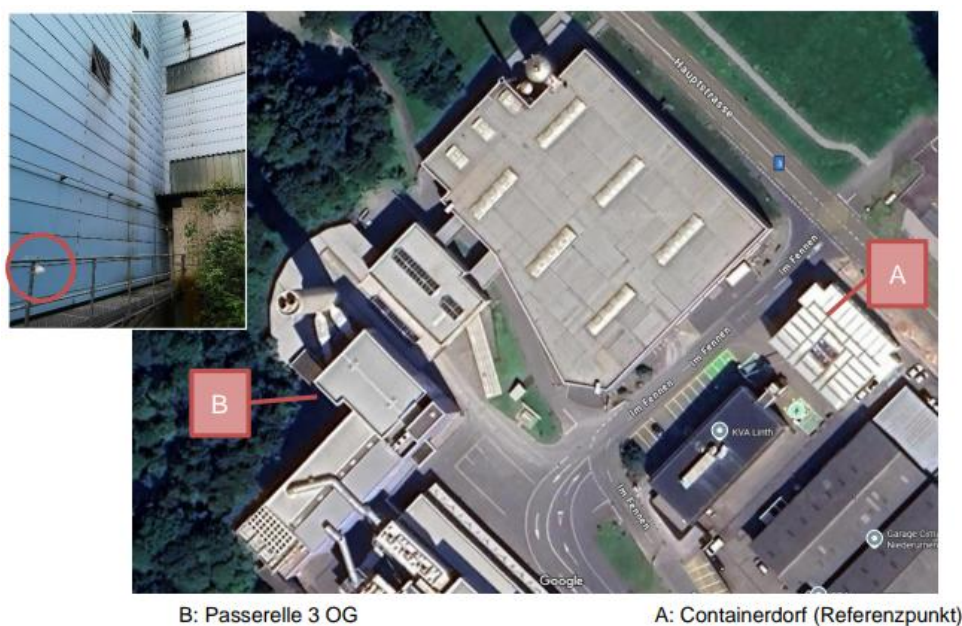


Abbildung 47: Messstandorte für Tastversuch zur Nitrosamin-Immissionsmessung mittels ThermoSorb-Kartuschen.

Die Probenahme erfolgte im Zeitraum 10.-12. September 2024 auf Grundlage der DGUV Information 213-523 (Verfahren zur Bestimmung von Nitrosaminen, September 2021) und BGI-Richtlinie 505.23 mit jeweils zwei hintereinandergeschalteten ThermoSorb®-N Kartuschen. Die Probenahmedauer wurde gegenüber dem Standardverfahren bewusst erhöht, um eine tiefere Bestimmungsgrenze zu erreichen. Vorgaben des Lieferanten zur maximal zulässigen Luftfeuchtigkeit (60%) konnte aufgrund der vorherrschenden meteorologischen Bedingungen nicht eingehalten werden. Mit der externen Laboranalytik wurde die Labor Veritas AG in Zürich beauftragt.

Resultate der Messungen

In der folgenden Tabelle 15 sind die gefundenen Konzentrationen für alle untersuchten Nitrosamine an den beiden Messorten A und B zusammengefasst. Am Standort B musste die Probenahme wegen einsetzenden Regens vorzeitig abgebrochen werden, woraus ein geringeres erfasstes Gasvolumen und eine höhere Bestimmungsgrenze (geringere Empfindlichkeit) des Verfahrens resultiert.

Tabelle 15: Messbedingungen und Konzentrationen von Nitrosaminen (bezogen auf trockene Luft, 20°C, 1'013 mbar) im Aussenbereich der KVA Linth. Messort A Containerdorf, Messort B Bühne FLUWA-Ammoniaklager

KVA Linth, Aussenbereich		
Messort	A	B
Probenahmeintervall	10.09.2024 13:34 12.09.2024 10:10	10.09.2024 14:20 11.09.2024 18:20
Probenahmedauer [h]	44.6	28.0
Probenahmenvolumen [m ³ n]	4.0965	2.8497
Temperatur [°C]	16 ± 4	18 ± 2
relative Feuchte [% r.]	72 ± 7	70 ± 7
Nitrosamine	ng/m ³ n	ng/m ³ n
NDMA (N-Nitrosodimethylamin)	< 0.24	< 0.35
NMEA (N-Nitrosomethylethylamin)	< 0.24	< 0.35
NDEA (N-Nitrosodiethylamin)	< 0.24	< 0.35
NEIPA/NIPNA (N-Nitrosoisopropylethylamin)	< 0.24	< 0.35
NDIPA/DIPNA (N-Nitrosodisopropylamin)	< 0.24	< 0.35
NDPA (N-Nitrosodipropylamin)	< 0.24	< 0.35
NDBA (N-Nitrosodibutylamin)	< 0.24	< 0.35
NPIP (N-Nitrosopiperidin)	< 0.24	< 0.35
NPYR (N-Nitrosopyrrolidin)	< 0.24	< 0.35
NMOR (N-Nitrosomorpholin)	< 0.24	< 0.35
Akzeptanzkonzentration (TRGS 552)		75
Toleranzkonzentration (TRGS 552)		750
MAK-Wert SUVA		1'000

An beiden Messorten konnten keine Nitrosamine oberhalb der Bestimmungsgrenze (BG) des angewandten Verfahrens (1 ng absolut in der Kartusche) nachgewiesen werden.

Fazit gemäss dem Abschlussbericht der Airmes AG:

Gemäss dem norwegischen Institut für öffentliche Gesundheit sollte die Gesamtmenge an Nitrosaminen und Nitraminen in der Aussenluft eine Konzentration von 0.3 ng/m³ nicht überschreiten. Bei einer Probenahmedauer von ca. 45 Stunden kann dieser Wert für ein einzelnes Nitrosamin überprüft werden. Sobald Summen gebildet werden, liegt die Bestimmungsgrenze jedoch entsprechend höher. Wird für die Summenbildung bei Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze jeweils die halbe Bestimmungsgrenze eingesetzt, beträgt die Summe der zehn untersuchten Nitrosamine 1.22 ng/m³ beim Messort A, resp. 1.75 ng/m³ beim Messort B. Ein Nachweis der Einhaltung von 0.3 ng/m³ (Gesamtmenge) wurde im vorliegenden Fall daher nicht erbracht. Seitens des Bundesamts für Umwelt (BAFU) wird ein Zielwert in der Aussenluft von 0.03 ng/m³ angestrebt.

Um eine Summenkonzentration (10 Nitrosamine, Summenbildung mit BG/2) von 0.3 ng/m³ resp. 0.03 ng/m³ zu überprüfen, müsste die Probenahmedauer auf ca. 7 resp. 70 Tage verlängert oder auf empfindlichere nachgeschaltete Messverfahren ausgewichen werden. Beide Varianten unterscheiden sich aber signifikant vom lieferantenseitig vorgegebenen Prozedere. Somit müssen die diskutierten Immissions-Zielwerte als derzeit nicht mess- und überprüfbar beurteilt werden.

18.3. Anhang C: Lebenszyklusanalyse CCS Linth

18.3.1. Lifecycle Inventories (Sachbilanz) pro Tonne CO₂ gespeichert (funktionale Einheit)

Tabelle 16: CO₂ Abscheidung und Verflüssigung. Inventories pro Tonne CO₂ gespeichert.

Subprozess	MEA (Hybridkühler)	HPC (Hybridkühler)	MEA (Kühlturm)	HPC (Kühlturm)	Einheit
Bau					
Standort Linth: Gebäude, Stahl	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	kgStahl / tCO ₂
Standort Linth: Gebäude, Beton	1.31E-03	1.31E-03	1.31E-03	1.31E-03	m ³ Beton / tCO ₂
Standort Linth: Gebäude, Armierung	1.43E-01	1.43E-01	1.43E-01	1.43E-01	kgArmierung / tCO ₂
Standort Linth: Gebäude, Sonstiges	3.13E+00	3.13E+00	3.13E+00	3.13E+00	kgBeton / tCO ₂
Standort Linth: Anlagentechnik, Stahl	2.04E-01	3.32E-01	2.04E-01	3.32E-01	kgStahl / tCO ₂
Standort Linth: Anlagentechnik, Beton	5.10E-06	9.00E-06	5.10E-06	9.00E-06	m ³ Beton / tCO ₂
Standort Linth: Anlagentechnik, Sonstiges	2.04E-01	3.32E-01	2.04E-01	3.32E-01	kgStahl / tCO ₂
Standort Weesen: Gebäude, Stahl	4.51E-02	4.51E-02	4.51E-02	4.51E-02	kgStahl / tCO ₂
Standort Weesen: Gebäude, Beton	2.45E-04	2.45E-04	2.45E-04	2.45E-04	m ³ Beton / tCO ₂
Standort Weesen: Gebäude, Armierung	2.93E-02	2.93E-02	2.93E-02	2.93E-02	kgArmierung / tCO ₂
Standort Weesen: Gebäude, Sonstiges	5.88E-01	5.88E-01	5.88E-01	5.88E-01	kgBeton / tCO ₂
Standort Weesen: Anlagentechnik, Stahl	3.85E-01	3.85E-01	3.85E-01	3.85E-01	kgStahl / tCO ₂
Standort Weesen: Anlagentechnik, Beton	8.73E-05	8.73E-05	8.73E-05	8.73E-05	m ³ Beton / tCO ₂
Standort Weesen: Anlagentechnik, Sonstiges	3.85E-01	3.85E-01	3.85E-01	3.85E-01	kgStahl / tCO ₂
MEA (Inbetriebnahme)	1.16E-02	0.00E+00	1.16E-02	0.00E+00	kg / tCO ₂
Wasser (Inbetriebnahme)	2.71E-02	5.20E-02	2.71E-02	5.20E-02	kg / tCO ₂
K ₂ CO ₃ (Inbetriebnahme)	0.00E+00	1.73E-02	0.00E+00	1.73E-02	kg / tCO ₂
NaOH (Inbetriebnahme)	1.61E-03	1.61E-03	1.61E-03	1.61E-03	kg / tCO ₂
NH ₃ (Inbetriebnahme)	4.84E-03	4.84E-03	4.84E-03	4.84E-03	kg / tCO ₂
Energie					
Strom	529.0	564.2	515.8	552.9	kWh / tCO ₂
Kühlwasser	143.553	0.000	1217.352	300.524	kg / tCO ₂
Betriebsmaterialien					
MEA	1.713	0.000	1.713	0.000	kg / tCO ₂
Wasser	96.7	0.0	96.7	0.0	kg / tCO ₂
K ₂ CO ₃	0.000	0.121	0.000	0.121	kg / tCO ₂
NaOH	0.024	0.000	0.024	0.000	kg / tCO ₂
Entschäumer	1.2E-03	1.2E-03	1.2E-03	1.2E-03	kg / tCO ₂
H ₂ SO ₄	1.096	0.000	1.096	0.000	kg / tCO ₂
Aktivkohle	0.052	0.052	0.052	0.052	kg / tCO ₂

Subprozess	MEA (Hybridkühler)	HPC (Hybridkühler)	MEA (Kühlturm)	HPC (Kühlturm)	Einheit
Öl (Verflüssigung)	2.1E-03	2.1E-03	2.1E-03	2.1E-03	kg / t _{CO2}
Öl (Abscheidung)	0.0E+00	2.8E-03	0.0E+00	2.8E-03	kg / t _{CO2}
Abfall					
Abfall Amine	1.209	0.000	1.209	0.000	kg / t _{CO2}
Abschlammung saure Waschstufe	1.29E-03	0.00E+00	1.29E-03	0.00E+00	m ³ / t _{CO2}
Abfall HPC	0.0	0.1	0.0	0.1	kg / t _{CO2}
Abwasser	0.838	0.838	0.838	0.838	m ³ / t _{CO2}

Tabelle 17: Transport und geologische Speicherung. Inventories pro Tonne CO₂ gespeichert. Distanzen des Zugtransports von ChemOil AG.

	Ravenna (IT)	Aramis (NL)	Bifrost (DK)	Trudvang (NO)	Einheit
Zug (elektrisch) - CH	278	153	153	153	km / t _{CO2}
Zug (elektrisch) - IT	354	0	0	0	km / t _{CO2}
Zug (elektrisch) - DE	0	578	1015	862	km / t _{CO2}
Zug (elektrisch) - NL	0	185	0	0	km / t _{CO2}
Zug (Diesel)	0	0	134	0	km / t _{CO2}
Schiff (Tanker)	0	0	0	650	km / t _{CO2}
Onshore Gas Pipeline (5 Mt/y) - IT	12	0	0	0	km / t _{CO2}
Offshore Gas Pipeline (5 Mt/y) - IT	20	0	0	0	km / t _{CO2}
Offshore Dense Pipeline (10 Mt/y) - NL	0	200	0	0	km / t _{CO2}
Onshore Dense Pipeline (5 Mt/y) - DK	0	0	25	0	km / t _{CO2}
Offshore Dense Pipeline (5 Mt/y) - DK	0	0	265	0	km / t _{CO2}
Offshore Dense Pipeline (10 Mt/y) - NO	0	0	0	165	km / t _{CO2}
Geologische Speicherung	1	1	1	1	t _{CO2} / t _{CO2}

Tabelle 18: Strombedarf in kWh/t_{CO2}. Der Strombedarf der CO₂-Abscheidung und Verflüssigung kann vollständig durch die KVA Linth bereitgestellt werden und führt dementsprechend zu einem reduzierten Strom-Output der KVA.

		Ravenna (IT)	Aramis (NL)	Bifrost (DK)	Trudvang (NO)
	CO ₂ Abscheidung und Verflüssigung [kWh/t _{CO2}]	Summe [kWh/t _{CO2}]	Summe [kWh/t _{CO2}]	Summe [kWh/t _{CO2}]	Summe [kWh/t _{CO2}]
MEA (Hybridkühler)	529	619	643	666	651
HPC (Hybridkühler)	564	654	678	701	686
MEA (Kühlturm)	516	606	630	653	638
HPC (Kühlturm)	553	643	667	690	675

18.3.2. Hintergrunddaten (Ecoinvent v3.10.1, cutoff)

Tabelle 19: CO₂ Abscheidung und Verflüssigung. Hintergrunddaten, Ecoinvent v3.10.1, cutoff.

	Produkt	Name	Ort	Datenbank
Standort Linth: Gebäude, Stahl	steel, chromium steel 18/8	market for steel, chromium steel 18/8	GLO	ecoinvent-3.10.1-cutoff

	Produkt	Name	Ort	Datenbank
Standort Linth: Anlagentechnik, Stahl	metal working, average for chromium steel product manufacturing	metal working, average for chromium steel product manufacturing	RER	ecoinvent-3.10.1-cutoff
Standort Weesen: Gebäude, Stahl	scrap steel	market for scrap steel	CH	ecoinvent-3.10.1-cutoff
Standort Weesen: Anlagentechnik, Stahl				
Standort Linth: Gebäude, Beton	concrete, normal strength	market for concrete, normal strength	CH	ecoinvent-3.10.1-cutoff
Standort Weesen: Gebäude, Beton	waste reinforced concrete	market for waste reinforced concrete	CH	ecoinvent-3.10.1-cutoff
Standort Linth: Gebäude, Armierung	reinforcing steel	market for reinforcing steel	GLO	ecoinvent-3.10.1-cutoff
Standort Weesen: Gebäude, Armierung	waste reinforced concrete	market for waste reinforced concrete	CH	ecoinvent-3.10.1-cutoff
Standort Linth: Gebäude, Sonstiges	cement* * Angepasser Ecoinvent Prozess (Skalierung basierend auf Betonbedarf, exklusive Stahl & Beton)	building construction, hall, steel construction*	CH	-
Standort Weesen: Gebäude, Sonstiges				
Standort Linth: Anlagentechnik, Beton	concrete, normal strength	market for concrete, normal strength	CH	ecoinvent-3.10.1-cutoff
Standort Weesen: Anlagentechnik, Beton	waste concrete	market for waste concrete	CH	ecoinvent-3.10.1-cutoff
Standort Linth: Anlagentechnik, Sonstiges	steel* * Angepasser Ecoinvent Prozess (Skalierung basierend auf Stahlbedarf, exklusive Stahl & Beton)	chemical factory construction*	RER	-
Standort Weesen: Anlagentechnik, Sonstiges				
MEA (Inbetriebnahme)	monoethanolamine	ethanolamine production	RER	ecoinvent-3.10.1-cutoff
	hazardous waste, for incineration	treatment of hazardous waste, hazardous waste incineration	CH	ecoinvent-3.10.1-cutoff
Wasser (Inbetriebnahme)	water, ultrapure	market for water, ultrapure	RER	ecoinvent-3.10.1-cutoff
	wastewater, average	market for wastewater, average	CH	ecoinvent-3.10.1-cutoff
K2CO3 (Inbetriebnahme)	potassium carbonate	market for potassium carbonate	GLO	ecoinvent-3.10.1-cutoff
	inert waste, for final disposal	treatment of inert waste, inert material landfill	CH	ecoinvent-3.10.1-cutoff
NaOH (Inbetriebnahme)	sodium hydroxide, without water, in 50% solution state	market for sodium hydroxide, without water, in 50% solution state	RER	ecoinvent-3.10.1-cutoff
	inert waste, for final disposal	treatment of inert waste, inert material landfill	CH	ecoinvent-3.10.1-cutoff
NH3 (Inbetriebnahme)	ammonia, anhydrous, liquid	market for ammonia, anhydrous, liquid	RER	ecoinvent-3.10.1-cutoff
	hazardous waste, for incineration	treatment of hazardous waste, hazardous waste incineration	CH	ecoinvent-3.10.1-cutoff
Strom	electricity, low voltage	market for electricity, low voltage	CH	ecoinvent-3.10.1-cutoff
Kühlwasser	water, deionised	water production, deionised	CH	ecoinvent-3.10.1-cutoff
MEA	monoethanolamine	ethanolamine production	RER	ecoinvent-3.10.1-cutoff
Wasser	water, ultrapure	market for water, ultrapure	RER	ecoinvent-3.10.1-cutoff
K2CO3	potassium carbonate	market for potassium carbonate	GLO	ecoinvent-3.10.1-cutoff

	Produkt	Name	Ort	Datenbank
NaOH	sodium hydroxide, without water, in 50% solution state	market for sodium hydroxide, without water, in 50% solution state	RER	ecoinvent-3.10.1-cutoff
Entschäumer	polydimethylsiloxane	market for polydimethylsiloxane	GLO	ecoinvent-3.10.1-cutoff
H2SO4	sulfuric acid	market for sulfuric acid	RER	ecoinvent-3.10.1-cutoff
Aktivkohle	activated carbon, granular	market for activated carbon, granular	GLO	ecoinvent-3.10.1-cutoff
	spent activated carbon, granular	market for spent activated carbon, granular	GLO	ecoinvent-3.10.1-cutoff
Öl (Verflüssigung)	lubricating oil	market for lubricating oil	RER	ecoinvent-3.10.1-cutoff
Öl (Abscheidung)	waste mineral oil	market for waste mineral oil	CH	ecoinvent-3.10.1-cutoff
Abfall Amine	hazardous waste, for incineration	treatment of hazardous waste, hazardous waste incineration	CH	ecoinvent-3.10.1-cutoff
Abschlammung saure Waschstufe	wastewater, average	market for wastewater, average	CH	ecoinvent-3.10.1-cutoff
Abfall HPC	inert waste, for final disposal	treatment of inert waste, inert material landfill	CH	ecoinvent-3.10.1-cutoff
Abwasser	wastewater, average	market for wastewater, average	CH	ecoinvent-3.10.1-cutoff

CO₂ Transport und geologische Speicherung

Die Modellierung des Transports und der geologischen Speicherung basieren auf den hier genannten Publikationen:

- CO₂ Transport: Nöhl, J., Burger, J., Oeuvery, P., Becattini, V., Seiler, J., Shu, D. Y., Mazzotti, M., & Bardow, A. (2025). How to transport carbon dioxide with minimal environmental impacts today and tomorrow? A prospective life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 514, 145659. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2025.145659>
- Geologische Speicherung: Burger, J., Nöhl, J., Seiler, J., Gabrielli, P., Oeuvery, P., Becattini, V., Reyes-Lúa, A., Riboldi, L., Sansavini, G., & Bardow, A. (2024). Environmental impacts of carbon capture, transport, and storage supply chains: Status and the way forward. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 132, 104039. <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2023.104039>

Der Strommix wurde an die entsprechenden Regionen angepasst. Für den Transport via Zug (rail-tank cars) und Schiff (transport, freight, tanker for liquified CO₂) wurde der "load-scaling" Faktor angepasst.

18.3.3. Ergebnisse

Tabelle 20: CO₂ Abscheidung und Verflüssigung. Treibhauspotential in kg_{CO₂-eq.} pro Tonne CO₂ gespeichert.

	MEA (Hybridkühler)	HPC (Hybridkühler)	MEA (Kühlturm)	HPC (Kühlturm)	Einheit
Stahl	4.7	5.6	4.7	5.6	kg _{CO₂-eq.} / t _{CO₂}
Anlagentechnik, Sonstiges	2.0	2.4	2.0	2.4	kg _{CO₂-eq.} / t _{CO₂}
Beton inkl. Armierung	0.8	0.8	0.8	0.8	kg _{CO₂-eq.} / t _{CO₂}
Gebäudebau, Sonstiges	1.1	1.1	1.1	1.1	kg _{CO₂-eq.} / t _{CO₂}
Materialien IBN	0.1	0.1	0.1	0.1	kg _{CO₂-eq.} / t _{CO₂}
Strom	17.5	18.7	17.1	18.3	kg _{CO₂-eq.} / t _{CO₂}
MEA / PC	5.5	0.6	5.5	0.6	kg _{CO₂-eq.} / t _{CO₂}
Wasser	0.3	0.0	0.6	0.1	kg _{CO₂-eq.} / t _{CO₂}
Hilfsstoffe	0.4	0.2	0.4	0.2	kg _{CO₂-eq.} / t _{CO₂}

Abfälle	3.1	0.2	3.1	0.2	kg _{CO2-eq} / tCO ₂
Sum	35.46	29.84	35.36	29.56	kg CO ₂ -eq/ tCO ₂

Tabelle 21: Transport und geologische Speicherung. Treibhauspotential in kg_{CO2-eq}. pro Tonne CO₂ gespeichert.

	Ravenna (IT)	Aramis (NL)	Bifrost (DK)	Trudvang (NO)	Einheit
Zug	35.2	60.2	93.0	67.3	kg _{CO2-eq} / tCO ₂
Schiff	0.0	0.0	0.0	21.7	kg _{CO2-eq} / tCO ₂
Onshore pipeline	0.4	0.0	0.1	0.0	kg _{CO2-eq} / tCO ₂
Offshore pipeline	0.7	1.2	1.0	0.4	kg _{CO2-eq} / tCO ₂
Geol. Speicherung	13.1	14.2	6.4	1.9	kg _{CO2-eq} / tCO ₂
Sum Transport	36.29	61.37	94.14	89.38	kg _{CO2-eq} / tCO ₂
Sum Speicherung	13.12	14.20	6.40	1.95	kg _{CO2-eq} / tCO ₂

Tabelle 22: Gesamte CCS-Kette. Treibhauspotential in kg_{CO2-eq}. pro Tonne CO₂ gespeichert.

	Ravenna (IT)	Aramis (NL)	Bifrost (DK)	Trudvang (NO)	Einheit
Abscheidung und Verflüssigung (HPC)	29.56	29.56	29.56	29.56	kg _{CO2-eq} / tCO ₂
Abscheidung und Verflüssigung (Delta)	5.90	5.90	5.90	5.90	kg _{CO2-eq} / tCO ₂
Abscheidung und Verflüssigung (Amin)	35.46	35.46	35.46	35.46	kg _{CO2-eq} / tCO ₂
Transport	36.3	61.4	94.1	89.4	kg _{CO2-eq} / tCO ₂
Geologische Speicherung	13.1	14.2	6.4	1.9	kg _{CO2-eq} / tCO ₂
Sum (HPC)	78.97	105.13	130.10	120.89	kg CO ₂ -eq/ tCO ₂
	7.9	10.5	13.0	12.1	%
Sum (Amin)	84.88	111.04	136.01	126.80	kg CO ₂ -eq/ tCO ₂
	8.5	11.1	13.6	12.7	%

19. Literaturverzeichnis

1. Branchenvereinbarung zwischen Bund und Kehrichtverwertungsanlagen. 2022. Accessed November 28, 2025. <https://www.news.admin.ch/de/nsb?id=87605>
2. Jensen EH, Rahbek PV, Jensen S, et al. Demonstration-scale CO₂ capture and liquefaction at the Amager Bakke waste-to-energy facility with monoethanolamine, Part one: Efficiency, CO₂ purity, and emission control. *Chemical Engineering Journal*. 2025;524:167465. doi:10.1016/j.cej.2025.167465
3. Reyes-Lingjerde A. Co₂ Capture and Work Environmental Sampling - Lessons Learned. *SSRN Journal*. Published online 2021. doi:10.2139/ssrn.3813772
4. Kearns D. *Technology Readiness and Costs of CCS*. Global CCS Institute; 2021.
5. Menmuir D. *Next Generation Carbon Capture Technology - Next Generation Carbon Capture Technology - Technology Review*. AECOM for Department for Business, Energy & Industrial Strategy; 2022.
6. Hugh B. *CCS-Technologies-Compendium-2024-08-16-1.Pdf*. Global CCS Institute; 2024. Accessed July 15, 2025. <https://www.globalccsinstitute.com/wp-content/uploads/2024/08/CCS-Technologies-Compendium-2024-08-16-1.pdf>
7. Bhadola A. *Technology Scouting - Carbon Capture: From Today's to Novel Technologies*. Concawe; 2020.
8. JENO. *Screening of Carbon Capture Technologies*. NIRAS, Carbon Neutral City Alliance (CNCA) - Amsterdam, Copenhagen, Helsinki, Oslo, Stockholm; 2019.
9. Mattheus Meijssen, Tuvshinjargal Otgonbayar, Marco Mazzotti. *Technology Overview and Environmental Considerations for Post-Combustion Carbon Capture in Switzerland*. BAFU, ETH Zürich; 2025.
10. Vevelstad SJ, Buvik V, Knuutila HK, Grimstvedt A, da Silva EF. Important Aspects Regarding the Chemical Stability of Aqueous Amine Solvents for CO₂ Capture. *Ind Eng Chem Res*. 2022;61(43):15737-15753. doi:10.1021/acs.iecr.2c02344
11. Ros J, Veronezi Figueiredo R, Srivastava T, et al. Results of the 2020 and 2021 campaigns of the commercial carbon capture plant at AVR Duiven. *SSRN Journal*. Published online 2022. doi:10.2139/ssrn.4282665
12. Brickett L. *CARBON DIOXIDE CAPTURE HANDBOOK*. U.S. Department of Energy, National Energy Technology Laboratory; 2015.
13. Gibbins J. Capture overview: post-combustion capture (PCC) using amines. Presented at: 2021; UK CCS Research Centre University of Sheffield, Translational Energy Research Centre.
14. Gibbins J. *BAT Review for New-Build and Retrofit Post-Combustion Carbon Dioxide Capture Using Amine-Based Technologies for Power and CHP Plants Fuelled by Gas and Biomass as an Emerging Technology under the IED for the UK*. UKCCSRC Report; 2021. <https://ukccsrc.ac.uk/best-available-technology-bat-information-for-ccs/>
15. Morken AK, Nenseter B, Pedersen S, et al. Emission Results of Amine Plant Operations from MEA Testing at the CO₂ Technology Centre Mongstad. *Energy Procedia*. 2014;63:6023-6038. doi:10.1016/j.egypro.2014.11.636

16. Faramarzi L, Thimsen D, Hume S, et al. Results from MEA Testing at the CO2 Technology Centre Mongstad: Verification of Baseline Results in 2015. *Energy Procedia*. 2017;114:1128-1145. doi:10.1016/j.egypro.2017.03.1271
17. Morken AK, Pedersen S, Kleppe ER, et al. Degradation and Emission Results of Amine Plant Operations from MEA Testing at the CO2 Technology Centre Mongstad. *Energy Procedia*. 2017;114:1245-1262. doi:10.1016/j.egypro.2017.03.1379
18. Hamborg ES, Smith V, Cents T, et al. Results from MEA testing at the CO2 Technology Centre Mongstad. Part II: Verification of baseline results. *Energy Procedia*. 2014;63:5994-6011. doi:10.1016/j.egypro.2014.11.634
19. Moser P, Wiechers G, Schmidt S, et al. Results of the 18-month test with MEA at the post-combustion capture pilot plant at Niederaussem – new impetus to solvent management, emissions and dynamic behaviour. *International Journal of Greenhouse Gas Control*. 2020;95:102945. doi:10.1016/j.ijggc.2019.102945
20. CO2 Enhanced Separation and Recovery | CESAR | Project | Results | FP7. CORDIS | European Commission. Accessed November 27, 2025. <https://cordis.europa.eu/project/id/213569/results>
21. Moser P, Wiechers G, Schmidt S, Veronezi Figueiredo R, Skylogianni E, Garcia Moretz-Sohn Monteiro J. Conclusions from 3 Years of Continuous Capture Plant Operation Without Exchange of the Amp/Pz-Based Solvent at Niederaussem – Insights into Solvent Degradation Management. Preprint posted online October 27, 2022:4274015. doi:10.2139/ssrn.4274015
22. Campbell M, Akhter S, Knarvik A, Muhammad Z, Wakaa A. CESAR1 Solvent Degradation and Thermal Reclaiming Results from TCM Testing. Preprint posted online November 25, 2022:4286150. doi:10.2139/ssrn.4286150
23. Hume SA, Shah MI, Lombardo G, Kleppe ER. RESULTS FROM CESAR-1 TESTING WITH COMBINED HEAT AND POWER (CHP) FLUE GAS AT THE CO2 TECHNOLOGY CENTRE MONGSTAD. Published online 2021.
24. Buvik V, Grimstvedt A, Vernstad K, et al. CESAR1 Solvent Degradation in Pilot and Laboratory Scale. *Social Science Research Network*. Preprint posted online December 11, 2024:5051951. doi:10.2139/ssrn.5051951
25. Buvik V, Vernstad K, Grimstvedt A, Høisæter KK, Vevelstad SJ, Knuutila HK. Degradation of 2-Amino-2-methylpropanol and Piperazine at CO2 Capture-Relevant Conditions. *Ind Eng Chem Res*. 2025;64(22):11000-11020. doi:10.1021/acs.iecr.5c00527
26. Rakkestad. Carbon Centric. Accessed November 27, 2025. <https://www.carboncentric.no/en/rakkestad-ccus>
27. de Vries R. Carbon capture realized – The Twence and SLB Capturi project in operation.
28. Pradoo P, Jacobs B, Hill K, et al. Improving the Operating Availability of the Boundary Dam Unit 3 Carbon Capture Facility. *SSRN Journal*. Published online 2022. doi:10.2139/ssrn.4286503
29. News · GL · C. SaskPower looking for help to fix “high cost” Boundary Dam carbon capture flaw | CBC News. CBC. May 28, 2018. Accessed January 12, 2023. <https://www.cbc.ca/news/canada/saskatchewan/saskpower-looking-for-help-to-fix-high-cost-boundary-dam-carbon-capture-flaw-1.4680993>

30. Segeren E. *AVR-AnnualReport2022-Digital-UK.Pdf*. AVR; 2022. Accessed December 1, 2023. <https://www.avr.nl/wp-content/uploads/2023/04/AVR-AnnualReport2022-Digital-UK.pdf>
31. *AVR-Annual-Report-2024-Resolve-web.pdf*. 2024. Accessed November 27, 2025. <https://www.avr.nl/wp-content/uploads/2025/04/AVR-Annual-Report-2024-Resolve-web.pdf>
32. Mirzaei N, Walthert F, Kantarelis E, Babler MU. Experiments and kinetic modeling of absorption rates of CO₂ into unpromoted K₂CO₃ solutions at low to high solvent loading. *Separation and Purification Technology*. 2025;378:134622. doi:10.1016/j.seppur.2025.134622
33. Gangadharan Suma N, Coda-Zabetta E, Quigley N, et al. Demonstration of Hot Potassium Carbonate Towards Carbon-Negative Energy Generation. *Social Science Research Network*. Preprint posted online December 23, 2024:5068649. doi:10.2139/ssrn.5068649
34. Raganati F, Miccio F, Ammendola P. Adsorption of Carbon Dioxide for Post-combustion Capture: A Review. *Energy Fuels*. 2021;35(16):12845-12868. doi:10.1021/acs.energyfuels.1c01618
35. Engineering Study of Svante's Solid Sorbent CO₂ Capture Technology. Presented at: 2023; Pittsburgh. https://netl.doe.gov/sites/default/files/netl-file/23CM_PSCC1_Shah.pdf
36. Gaele Fumeaux. Satom CCS VBSA Klimafonds Event. 2025. Accessed January 29, 2026. https://www.datocms-assets.com/134367/1768809735-klimafonds_12_12_25_g_fumeaux_satom.pdf
37. He X, Chen D, Liang Z, Yang F. Insight and Comparison of Energy-efficient Membrane Processes for CO₂ Capture from Flue Gases in Power Plant and Energy-intensive Industry. *Carbon Capture Science & Technology*. 2022;2:100020. doi:10.1016/j.ccst.2021.100020
38. Favre E. Membrane Separation Processes and Post-Combustion Carbon Capture: State of the Art and Prospects. *Membranes*. 2022;12(9):884. doi:10.3390/membranes12090884
39. Alicia Breen, Richard Baker, Phillip Behm, et al. Large pilot testing of MTR's membrane-based post-combustion CO₂ capture process. *GHGT-17 Calgary*. Published online October 2024.
40. Martin Koller, Alexander Meister, Rüdiger Siebert. Comparison of two different carbon capture technologies (advanced amine and membrane) executed with multi-functional mobile test units at a WtE plant. *GHGT-17 Calgary*. Published online October 2024.
41. Buvik V, Høisæter KK, Vevelstad SJ, Knuutila HK. A review of degradation and emissions in post-combustion CO₂ capture pilot plants. *International Journal of Greenhouse Gas Control*. 2021;106:103246. doi:10.1016/j.ijggc.2020.103246
42. Ellison M, Barzgar S, Nguyen L, Harvey R, Dimopoulos C, Robinson R. REVIEW OF EMISSIONS FROM POST-COMBUSTION CARBON CAPTURE USING AMINE BASED TECHNOLOGIES AND CURRENT MONITORING TECHNIQUES. Published online 2022.
43. Scottish Environment Protection Agency S. *Review of Amine Emissions from Carbon Capture Systems*. natural scotland (scottish government), SEPA (Scottish Environment Protection Agency); 2015.
44. National Petroleum Council. Meeting the dual challenge appendix E - mature CO₂ capture technologies. Published online March 12, 2021. https://dualchallenge.npc.org/files/CCUS-Appendix_E-030521.pdf

45. Rieder A. *CO₂-Abscheidung aus Kraftwerksrauchgasen mit wässriger MEA-Lösung - Waschmitteldegradation und Aufbereitungsverfahren*. doctoralThesis. 2016. Accessed November 22, 2023. <http://elib.uni-stuttgart.de/handle/11682/8999>
46. Enaasen Flo N. Results from MEA Degradation and Reclaiming Processes at the CO₂ Technology Centre Mongstad. *Energy Procedia*. 2017;114:1307-1324. doi:10.1016/j.egypro.2017.03.1899
47. Sexton AJ, Fisher KS, Ryan AI, Dombrowski K, Youngerman J, Corporation U. Amine Solvent Reclaiming. Presented at: UTCCS-1; 2014. https://ieaghg.org/docs/General_Docs/PCCC2/Secured%20pdfs/6_3_bergen%20reclaiming%20final%20condensed.pdf
48. Khakharia P, Kvamsdal HM, da Silva EF, Vlught TJH, Goetheer E. Field study of a Brownian Demister Unit to reduce aerosol based emission from a Post Combustion CO₂ Capture plant. *International Journal of Greenhouse Gas Control*. 2014;28:57-64. doi:10.1016/j.ijggc.2014.06.022
49. Herraiz L, Skylogianni E, Pinto DDD, et al. Techno-Economic Assessment of Emissions Mitigation Technologies for Post-Combustion CO₂ Capture Using AMP/PZ. *Social Science Research Network*. Preprint posted online December 23, 2024:5068713. doi:10.2139/ssrn.5068713
50. Post-combustion carbon dioxide capture: emerging techniques. GOV.UK. March 27, 2024. Accessed November 27, 2025. <https://www.gov.uk/guidance/post-combustion-carbon-dioxide-capture-best-available-techniques-bat>
51. UKCCSRC - Carbon Capture & Storage (CCS) Best Available Techniques (BAT) information for CCS - UKCCSRC. Accessed November 27, 2025. <https://ukccsrc.ac.uk/best-available-technology-bat-information-for-ccs/>
52. Harvey R, Dimopoulos C, Robinson R. STATIONARY SOURCE EMISSIONS — DETERMINATION OF MASS CONCENTRATION OF VOLATILE NITROSAMINES FROM INSTALLATIONS IMPLEMENTING CARBON CAPTURE SYSTEMS — ABSORBER-BASED METHOD.
53. Harvey R, Dimopoulos C, Robinson R. GUIDANCE FOR THE MEASUREMENT OF EMISSIONS FROM POST COMBUSTION CARBON CAPTURE PROCESSES.
54. Wunsch A. *Bildung Und Nachweis von Dimethylamin - Fachinformation Altlastenbearbeitung, Nummer 2 | Startseite | LfU*. Landesumweltamt Brandenburg; 2003. Accessed December 6, 2023. <https://lfu.brandenburg.de/lfu/de/ueber-uns/veroeffentlichungen/detail/~26-11-2003-bildung-und-nachweis-von-dimethylamin-fachinformation-altlastenbearbeitung-nummer-2#>
55. Barros H, Harvey R, Cheales-Norman H, Dimopoulos C, Robinson R. Volatile nitrosamine manual stack monitoring method: sampling validation and performance assessment on stack simulated conditions. *Carbon Capture Science & Technology*. 2025;17:100539. doi:10.1016/j.ccst.2025.100539
56. Languille B, Mikoviny T, Nielsen CJ, Svendsen T, Tednes M, Wisthaler A. PPB-Level Monitoring of Amines and NO₂ at the Klemetsrud CO₂ Capture Pilot Plant. *SSRN Journal*. Published online 2022. doi:10.2139/ssrn.4294587
57. Gerard Lombardo, Muhammad Ismail shah, Berit Fostås, et al. Results from testing of a Brownian diffusion filter for reducing the aerosol concentration in a residual fluidized catalytic cracker flue gas at the Technology Centre Mongstad. *GHGT-14 Australia*. Published online October 2018.

58. Juliana Monteiro, Tanya Srivastava, Jasper Ros, et al. AEROSOL EMISSION AT A POST COMBUSTION CO₂ CAPTURE PLANT AT TWENCE (WTE FACILITY). *TCCS-11 Norway*. Published online June 2021.
59. Eirini Skylogiannia, Joost Kiewik, Mathijs Vos, Juliana Monteiro. Abstract-Experience from the 3-year BDU operation in Twence's CO₂ capture pilot plant. *GHGT-17 Calgary*. Published online October 2024.
60. Jensen EH, Rahbek PV, Jensen S, et al. Towards net-zero energy penalty: District heating recovery and optimization in a CO₂ capture unit in demonstration-scale. *Chemical Engineering Journal*. 2025;525:169901. doi:10.1016/j.cej.2025.169901
61. CH2 4JF, Encyclis Limited: environmental permit issued - EPR/LP3132FX/V009. GOV.UK. Accessed January 29, 2026. <https://www.gov.uk/government/publications/ch2-4jf-encyclis-limited-environmental-permit-issued-eprlp3132fxv009>
62. *The Keadby 3 Low Carbon Gas Power Station Project Environmental Statement Air Quality*. AECOM; 2021. Accessed January 29, 2026. <https://www.ssethermal.com/media/mqtjug0r/k3-document-6-3-7-es-appendix-8c-air-quality-assessment-of-amine-degradation-products.pdf>
63. Borgnes D, Energi N, Price C. Amine dispersion modelling Carbon Capture Filborna EfW plant. Published online 2023.
64. Bethan Tuckett-Jones. *Drax BECCS ENVIRONMENTAL PERMIT VARIATION APPLICATION Air Emissions Risk Assessment*. 2024. Accessed January 29, 2026. https://consult.environment-agency.gov.uk/psc/y08-8ph-drax-power-limited2/supporting_documents/Application%20variation%20V022%20%20Response%20to%20Sched%205%20No1%20%20Appendix%20B%20%20Air%20Emissions%20Risk%20Assessment%20Issue%20v1.0%2029112024.pdf
65. TS10 5QW, Net Zero Teesside Power Limited: environmental permit issued. GOV.UK. Accessed January 29, 2026. <https://www.gov.uk/government/publications/ts10-5qw-net-zero-teesside-power-limited-environmental-permit-issued-eprpp35011ra001>
66. Brecke Gundersen C, Wisthaler A, Cassiani M, et al. A Dynamic Modelling Tool to Ensure the Safety of Drinking Water Sources Near Amine-Based CO₂ Capture Plants. *Social Science Research Network*. Preprint posted online November 14, 2024:5020993. doi:10.2139/ssrn.5020993
67. Norling MD, Clayer F, Gundersen CB. Levels of nitramines and nitrosamines in lake drinking water close to a CO₂ capture plant: A modelling perspective. *Environmental Research*. 2022;212:113581. doi:10.1016/j.envres.2022.113581
68. Breider F, Gachet Aquillon C, von Gunten U. A survey of industrial N-nitrosamine discharges in Switzerland. *Journal of Hazardous Materials*. 2023;450:131094. doi:10.1016/j.jhazmat.2023.131094
69. *N-Nitrosodimethylamine in Drinking-Water - WHO Guidelines for Drinking-Water Quality*. World Health Organization; 2008. Accessed December 5, 2023. https://cdn.who.int/media/docs/default-source/wash-documents/wash-chemicals/ndma-2add-feb2008.pdf?sfvrsn=122aa3d3_4
70. Consultation response document: new EALs for emissions to air. GOV.UK. Accessed January 29, 2026. <https://www.gov.uk/government/consultations/environmental-assessment-levels-eals-used-in-air-emissions-risk-assessments/public-feedback/consultation-response-document-new-eals-for-emissions-to-air>

71. John Barraclough; Gwenda McIntyre. *Regulating Carbon Capture Environment Agency*. 2023. Accessed January 29, 2026. <https://ukccsrc.ac.uk/wp-content/uploads/2023/07/UKCCSRC-Event-6-July-Environment-Agency-updated.pdf>
72. Lag M. *Health Effects of Amines and Derivatives Associated with Co2 Capture*. Norwegian Institute of Public Health; 2011. Accessed December 7, 2023. <https://www.fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/rapporter/2011/health-effects-of-amines-and-derivatives-associated-with-co2-capture.pdf>
73. Cathrine Brecke Gundersen. *Modelling Future Levels of Nitrosamines and Nitramines in a Groundwater Compartment Close to a CO2 Capture Facility*. NIVA; 2024. Accessed January 29, 2026. <https://www.oresundskraft.se/globalassets/pdf/om-oss/samradsunderlag--tillstand-sansokningar/bilaga-10-modellerade-halter-av-nitrosaminer-och-nitraminer-i-grundvat-ten.pdf>
74. Dag Tonnesen. *Dispersionsmodellierung Oslo Klemetsrud*. NILU; 2018. Accessed January 29, 2026. <https://hdl.handle.net/11250/3049082>
75. *Entscheidung Über Eine Geänderte Genehmigung Für Umweltbelastende Tätigkeiten - Norcem AS Brevik*. Miljødirektoratet; 2022. <https://www.miljodirektoratet.no/sharepoint/downloaditem/?id=01FM3LD2TTSVCZCVWZL5AIQZEIIUNYVNX>
76. Skovmand A. *Selected Amines and Amino Alcohols Evaluation of Health Hazards and Proposal of Health-Based Quality Criteria and C-Values for Ambient Air*. Danish Environmental Protection Agency; 2023. Accessed December 7, 2023. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2023/04/978-87-7038-517-6.pdf>
77. Larsen PB. *Nitrosamines and Nitramines Evaluation of Health Hazards and Proposal of Health-Based Quality Criteria and Cvalues for Ambient Air*. Danish Environmental Protection Agency; 2023. Accessed December 7, 2023. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2023/05/978-87-7038-518-3.pdf>
78. Miljøstyrelsen. *Umweltgenehmigung für Carbon-Capture-Anlagen Für: Ørsted A/S – Asnæs-Kraftwerk*. Published online 2023. <https://mst.dk/media/g2yh31hv/20240702-asv-cc-miljoegodkendelse-udkast-final-2024-ny-samlet.pdf>
79. European Chemicals Agency. *ECHA Scientific Report for Evaluation of Limit Values for Nitrosamines at the Workplace*. ECHA; 2023. Accessed January 29, 2026. <https://echa.europa.eu/documents/10162/d29f9768-026d-a6de-4aee-eac0d34f332b>
80. Brunner U. *Rechtsgutachteu betreffend Grundlagen für die Anordnung verschärfter Ermissionsbegrenzungen. bei kauzerogenen Luftschadstoffen*. 2000. https://www.ekl.admin.ch/inhalte/ekl-dateien/dokumentation/Rechtsgutachten_Kanzerogene_Luftschadstoffe_U._Brunner_Stand_September_2000.pdf
81. Størseth H. *D7.2 Capture Ready Waste to Energy Plants*. Published online 2025. <https://zenodo.org/records/17566859>
82. Moser P, Schmidt S, Stahl K, et al. The wet electrostatic precipitator as a cause of mist formation—Results from the amine-based post-combustion capture pilot plant at Niederaussem. *International Journal of Greenhouse Gas Control*. 2015;41:229-238. doi:10.1016/j.ijggc.2015.07.010
83. Skylogianni E, Kiewik J, Vos M, Garcia Moretz-Sohn Monteiro J. Experience from the 3-year BDU Operation in Twence's CO2 Capture Pilot Plant. *Social Science Research Network*. Preprint posted online October 22, 2024:5015948. doi:10.2139/ssrn.5015948

84. PICC – Prozessintegrierte CO₂-Abscheidung - Design und Evaluation - Grunddaten. Accessed November 28, 2025. <https://www.aramis.admin.ch/Grunddaten/?ProjectID=51491>
85. BAFU. *CO₂-Entnahme Und -Speicherung: Übersicht Zum Rechtlichen Rahmen*. Faktenblatt; 2025.
86. Hans Aksel Haugen, Nils Henrik Eldrup, Anne Marie Fatnes, Eystein Leren. *Commercial Capture and Transport of CO₂ from Production of Ammonia*. Energy Procedia 114; 2017.
87. Norwegian Ministry of Energy. *Longship Goes into Operation – A Global Breakthrough for Carbon Capture and Storage*. Press release; 2025.
88. Viola Becattini, Johannes Burger, Julian Nöhl, et al. Rolling-out pioneering carbon dioxide capture and transport chains from inland European industrial facilities: A techno-economic, environmental, and regulatory evaluation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 205. Published online August 2024.
89. Julian Nöhl. *How to Transport Carbon Dioxide with Minimal Environmental Impacts Today and Tomorrow? A Prospective Life Cycle Assessment*. Journal of Cleaner Production 514; 2025.
90. Oeuvray P, Burger J, Roussanaly S, Mazzotti M, Becattini V. Multi-criteria assessment of inland and offshore carbon dioxide transport options. *Journal of Cleaner Production*. 2024;443:140781. doi:10.1016/j.jclepro.2024.140781
91. Avenergy Suisse. *Jahresbericht 2024*. https://www.avenergy.ch/images/pdf/Jahresberichte/Jahresbericht_2024_de.pdf
92. 1996 *PROTOCOL TO THE CONVENTION ON THE PREVENTION OF MARINE POLLUTION BY DUMPING OF WASTES AND OTHER MATTER, 1972 (as Amended in 2006)*. 2006.
93. *Richtlinie 2009/31/EG Des Europäischen Parlaments Und Des Rates Über Die Geologische Speicherung von Kohlendioxid*. EUR-Lex; 2009.
94. Antonio Gasós, Ronny Pini, Viola Becattini, Marco Mazzotti. *Carbon Footprint of Oil Produced through Enhanced Oil Recovery Using Carbon Dioxide Directly Captured from Air*. Royal Society of Chemistry; 2025.
95. S. Whittaker, B. Rostron, C. Hawkes, et al. *A Decade of CO₂ Injection into Depleting Oil Fields: Monitoring and Research Activities of the IEA GHG Weyburn-Midale CO₂ Monitoring and Storage Project*. Energy Procedia 4; 2011.
96. Gao, X., & Krevor, S. *The London Register of Subsurface CO₂ Storage: Full Database*. Imperial College London; 2025.
97. Paul Noothout, Frank Wiersma, Omar Hurtado, Doug Macdonald, Jasmin Kemper, Klaas van Alphen. *CO₂ Pipeline Infrastructure – Lessons Learnt*. Energy Procedia 63; 2014.
98. Europäisches Exzellenznetzwerk CO₂GeoNet. *Geologische CO₂-Speicherung - Was Ist Das Eigentlich?* CO₂GeoNet; 2009.
99. Ahmed Bashir, Muhammad Ali, Shirish Patil, et al. *Comprehensive Review of CO₂ Geological Storage: Exploring Principles, Mechanisms, and Prospects*. Earth-Science Reviews 249; 2024.

100. Intergovernmental Panel on Climate Change. *CARBON DIOXIDE CAPTURE AND STORAGE*. IPCC Special report; 2005.
101. European Commission: Directorate-General for Climate Action. *Ensuring Safe Use of Carbon Capture and Storage in Europe*. Publications Office; 2012.
102. Matthew J. Gidden, Siddharth Joshi, John J. Armitage, et al. *A Prudent Planetary Limit for Geologic Carbon Storage*. Nature; 2025.
103. Europäische Kommission. *MITTEILUNG DER KOMMISSION AN DAS EUROPÄISCHE PARLAMENT, DEN RAT, DEN EUROPÄISCHEN WIRTSCHAFTS- UND SOZIALAUSSCHUSS UND DEN AUSSCHUSS DER REGIONEN Auf Dem Weg Zu Einem Ehrgeizigen Industriellen CO2-Management in Der EU*. EUR-Lex; 2024.
104. Ola Eiken, Philip Ringrose, Christian Hermanrud, Bamshad Nazarian, Tore A. Torp, Lars Høier. *Lessons Learned from 14 Years of CCS Operations: Sleipner, In Salah and Snøhvit*. Energy Procedia 4; 2011.
105. *The Shell Quest Carbon Capture and Storage Project*. IEAGHG; 2019.
106. Anne-Kari Furre, Ola Eiken, Håvard Alnes, Jonas Nesland Vevatne, Anders Fredrik Kiær. *20 Years of Monitoring CO2-Injection at Sleipner*. Energy Procedia 114; 2017.
107. P.S. Ringrose, A.S. Mathieson, I.W. Wright, et al. *The In Salah CO2 Storage Project: Lessons Learned and Knowledge Transfer*. GHGT- 11; 2013.
108. Joshua A. White, Laura Chiaramonte, Souheil Ezzedine, et al. *Geomechanical Behavior of the Reservoir and Caprock System at the In Salah CO2 Storage Project*. PNAS; 2014.
109. Olav Hansen, Douglas Gilding, Bamshad Nazarian, et al. *Snøhvit: The History of Injecting and Storing 1 Mt CO2 in the Fluvial Tubåen Fm*. Energy Procedia 37; 2013.
110. Adrian Martin, Viola Becattini, Chiara Marieni, Salka Kolbeinsdóttir, Marco Mazzotti, Thanushika Gunatilake. *Potential and Challenges of Underground CO2 Storage via In-situ Mineralization in Switzerland*. Swiss Journal of Geosciences; 2025.
111. Edda S.P. Aradóttir, Ingvi Gunnarsson, Knud Diderikssen, et al. *CarbFix Final Report*. CORDIS - EU research results; 2014.
112. Sandra Ó. Snæbjörnsdóttir, Frauke Wiese, Thrainn Fridriksson, Halldór Ármannsson, Gunnlaugur M. Einarsson, Sigurdur R. Gislason. *CO2 Storage Potential of Basaltic Rocks in Iceland and the Oceanic Ridges*. Energy Procedia 63; 2014.
113. E. Stavropoulou, L. Laloui. *CO2 Storage in Basalts: The Impact of Mineralisation on the Hydromechanical Response of the Material*. Proceedings of the 9ICEG; 2023.
114. B. P. McGrail, F. A. Spane, J. E. Amonette, C. R. Thompson, C. F. Brown. *Injection and Monitoring at the Wallula Basalt Pilot Project*. Energy Procedia 63; 2014.
115. B. P. McGrail, H. T. Schaef, F. A. Spane, et al. *Wallula Basalt Pilot Demonstration Project: Post-Injection Results and Conclusions*. Energy Procedia 114; 2017.
116. Juerg M. Matter, Joanna Speer, Christopher Day, et al. *Rapid Mineralisation of Carbon Dioxide in Peridotites*. Communications Earth & Environment; 2025.
117. CARBOSTORE-CH. *Geologisches Screening von Gesteinsvorkommen Für CO2-Mineralisation in Der Schweiz*. Forschungsdatenbank ARAMIS; 2023.

118. <https://www.citru.ethz.ch>. Homepage ETH Zürich.
119. Hochschule für Technik Rapperswil. *DepoCarb - Stabilisierung von Schlackendeponien Durch Carbonatisierung*. Forschungsdatenbank ARAMIS; 2024.
120. Gisela Weibel. *Machbarkeitsstudie Zum Einfluss Der CO2-Speicherung in KVA-Schlacke Auf Die Deponienachsorge Und Das Klima*. Fachstelle Sekundär Rohstoffe Universität Bern; 2025.
121. Patrick Kämpfer. *Einfluss Der CO2-Speicherung in KVA-Schlacke Auf Die Deponienachsorge Und Das Klima*. Fachstelle Sekundär Rohstoffe Universität Bern; 2024.
122. Peter V. Nygaard. *Kohlendioxidaufnahme von Stahlbetonbauten Durch Karbonatisierung*. Cemsuisse - Empa; 2012.
123. Recarb - CO2 negatives Betonrecycling mittels Karbonatisierung. Forschungsdatenbank ARAMIS; 2022.
124. Medienmitteilung. *Beton Als CO2-Fänger – Schon Im Werk*. News Portal der Schweizer Regierung; 2023.
125. DemoUpCARMA. *WP2 – Demonstration of CO2 Utilization and Storage in Concrete (Domestic Solution, CCUS)*. Forschungsdatenbank ARAMIS; 2024.
126. Johannes Tiefenthaler, Lisa Braune, Christian Bauer, Romain Sacchi, Marco Mazzotti. *Technological Demonstration and Life Cycle Assessment of a Negative Emission Value Chain in the Swiss Concrete Sector*. *Frontiers in Climate*; 2021.
127. Carbon capture & storage 2030: As the market takes shape, can Europe's, Toby Lockwood. *Carbon Capture & Storage 2030: As the Market Takes Shape, Can Europe's CO2 Storage Projects Meet Growing Demand?* *International Journal of Greenhouse Gas Control*; 2025.
128. Renewable Fuels & Chemicals for Switzerland | SWEET reFUEL.ch. Accessed February 11, 2026. <https://www.sweet-refuel.ch>
129. reFuel.ch – Renewable Fuels and Chemicals for Switzerland - Texte. Accessed February 11, 2026. <https://www.aramis.admin.ch/Texte/?ProjectID=54196>
130. Greenhub Innosuisse Flagship. Accessed February 11, 2026. <https://flagship-greenhub.ch/>
131. Furgler W, Ringmann S. Integration einer Power-to-Methane Anlage mit CO2-Abscheidung aus dem Abgas in der Kehrlichtverbrennungsanlage Linth.
132. CCU Methan Methanol GEVAG. VBSA | ASED | ASIR. Accessed February 11, 2026. <https://vbsa.ch/artikel/ccu-methan-methanol-gevag>
133. Kober T. Power-to-X: Perspektiven in der Schweiz. Published online 2019. https://www.psi.ch/sites/default/files/2019-07/Kober-et-al_2019_Weissbuch-P2X.pdf
134. Benz A, Antonini DC, Brändle S, et al. Welchen Beitrag kann Power-to-X für eine sichere Energieversorgung in der Schweiz in einem Netto-Null-Szenario bis 2050 leisten? https://aee-suisse.ch/wp-content/uploads/2025/02/FESS_Positionen_P2X_2501_DE.pdf

135. Eckle P. *Carbon Capture and Use for Swiss Waste-to-Energy Plants*. ETH Zürich, sus.lab; 2019. Accessed December 4, 2023. https://www.suslab.ch/_files/ugd/3c13fe_ca9a12076a944eb0a37ee0131919e661.pdf
136. Porteron S. Identification and analysis of promising carbon capture and utilisation technologies, including their regulatory aspects. Published online 2019. <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/7656142c-7083-11e9-9f05-01aa75ed71a1/language-en>
137. Burger J, Nöhl J, Seiler J, et al. Environmental impacts of carbon capture, transport, and storage supply chains: Status and the way forward. *International Journal of Greenhouse Gas Control*. 2024;132:104039. doi:10.1016/j.ijggc.2023.104039
138. Gregor Wernet, Christian Bauer. *The Ecoinvent Database Version 3 (Part I): Overview and Methodology*. *Int J Life Cycle Assess* 21, 1218–1230 (; 2016. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>
139. Medienmitteilung des Bundesrats. *Bundesrat Befasste Sich Mit Klimapolitik Nach 2030*. 2025.
140. Medienmitteilung des Bundesrat. *Der Bundesrat Schafft Die Grundlage Für Den Export von CO2 Zur Speicherung Im Meeresboden*. 2023.
141. International Maritime Organization. *Comprehensive Information on the Status of Multilateral Conventions and Instruments in Respect of Which the International Maritime Organization or Its Secretary-General Performs Depositary or Other Functions*. STATUS OF IMO TREATIES; 2025. <https://wwwcdn.imo.org/localresources/en/About/Conventions/StatusOfConventions/Status%202025.pdf>
142. Medienmitteilung des Bundesrats. *Bundesrat Röstli Unterschreibt Abkommen Mit Norwegen Zur Speicherung von CO2*. 2025.
143. Medienmitteilung des Bundesrats. *Schweiz Unterschreibt Vereinbarungen Mit Dänemark Zur Speicherung von CO2*. 2025.
144. *MEMORANDUM OF UNDERSTANDING (MoU) BETWEEN THE STATE SECRETARY FOR ECONOMIC AFFAIRS AND CLIMATE POLICY OF THE NETHERLANDS AND THE HEAD OF THE FEDERAL DEPARTMENT OF ENVIRONMENT, TRANSPORT, ENERGY AND COMMUNICATIONS OF SWITZERLAND ON COOPERATION ON CARBON CAPTURE AND STORAGE (CCS) AND CARBON DIOXIDE REMOVAL (CDR)*. 2022.
145. BAFU. *Grenzüberschreitender Verkehr Mit Abfällen*. Mitteilung des BAFU an Gesuchsteller; 2025.
146. Sian Affolter, Astrid Epiney, Janine Prantl. *Rechtliche Vorgaben Für Die CO2- Speicherung Im Untergrund*. Rechtsgutachten im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU); 2024.