



Vlaanderen
is omgeving



D5 Benchmark studie van methodes voor bepaling van de geologische, economische, milieu- en sociale impact van het gebruik van de diepe ondergrond

 **Deelrapport 5**

**DEPARTEMENT
OMGEVING**

omgevingvlaanderen.be

D5 Benchmark studie van methodes voor bepaling van de geologische, economische, milieu- en sociale impact van het gebruik van de diepe ondergrond

Dit rapport geeft een weergave van bestaande methodes om de geologische, economische, milieu, en sociale impact te bepalen voor toepassingen in de diepe ondergrond. Er wordt daarbij telkens toegelicht welke methodes toegepast zullen worden in het kader van deze opdracht.

Dit rapport bevat de mening van de auteur(s) en niet noodzakelijk die van de Vlaamse Overheid.

COLOFON

Verantwoordelijke uitgever

Toon Denys
Departement Omgeving
Vlaams Planbureau voor Omgeving
Koning Albert II-laan 15 bus 553, 1210 Brussel
vpo.omgeving@vlaanderen.be
www.omgevingvlaanderen.be

Auteurs

Tine Compennolle – UAntwerpen | FBE & KBIN | Belgische Geologische Dienst
Kris Welkenhuysen – KBIN | Belgische Geologische Dienst
Kris Piessens – KBIN | Belgische Geologische Dienst
Anne Bergmans – UAntwerpen | FSW

Publicatiedatum

2 juni 2025

Depotnummer

D/2025/3241/122

ISBN nummer

9789040304781

Wijze van citeren

Compennolle, T., Welkenhuysen, K., Piessens, K., Bergmans, A. (2025). D5. Benchmark studie van methodes voor bepaling van de geologische, economische, milieu- en sociale impact van het gebruik van de diepe ondergrond. In, *Maatschappelijke impact van het gebruik en beheer van de Vlaamse diepe ondergrond*. Departement Omgeving. Vlaams Planbureau voor Omgeving.

PARTNERS



**Universiteit
Antwerpen**

MANAGEMENTSAMENVATTING

Duurzame ontwikkeling en het meten van de vooruitgang op weg naar duurzaamheid zijn prioritair geworden in wetenschappelijk onderzoek en op beleidsagenda's. Duurzaamheidsbeoordelingen zijn daarbij hulpmiddelen om beleidsmakers te helpen beslissen welke acties ze kunnen ondernemen (of niet) om de samenleving duurzamer te maken. Omdat duurzaamheid verschillende dimensies omvat (de typische dimensies zijn: economisch, milieu, en sociaal) en niet met één maatstaf te meten is, bestaat er een veelheid aan methodes om de verschillende aspecten van duurzaamheid te evalueren voor een specifieke technologie of activiteit.

Het gebruik van de diepe ondergrond zal een rol spelen in de transitie naar een koolstofarme en circulaire economie. Het gebruik van de diepe ondergrond leidt tot veranderingen in die ondergrond (geologische impact) en heeft tegelijkertijd ook een impact bovengronds: zowel economische, milieu- als sociale impact. Deze studie geeft een breed overzicht van bestaande methodes om impact te analyseren en gaat dieper in op de methodes die uiteindelijk toegepast zullen worden in het kader van deze opdracht.

Het meten van geologische impact

Een geologische impact is een betekenisvolle verandering van ondergrondse condities ten gevolge van een activiteit in de ondergrond, bijvoorbeeld in druk of temperatuur, en kan zich zowel in tijd als ruimte uitstrekken. Om geologische impact te meten, bestaan er kwalitatieve en kwantitatieve evaluaties, telkens gestoeld op een meer of minder gedetailleerd geologisch model van de ondergrond. In dit project zullen geologische modellen worden gebruikt die opgemaakt worden volgens de structurele raamwerkmethode, vertrekkende van geologische kennis en daarna ruimtelijk uitgewerkt. Voor deze opdracht zal de inhoud van het model thematisch gedreven zijn, of zelfs activiteit-specifiek. Het geologisch 3D model van Vlaanderen (G3Dv3) en de kaart van het Massief van Brabant zal gebruikt worden als onderliggende kennisbasis. Er wordt een inventaris gemaakt van verschillende mogelijke activiteiten, rekening houdend met het huidig en toekomstig ontwikkelingsniveau. Elk van deze activiteiten zal verkend worden met een kwalitatieve beschrijving van de mogelijke processen en gebeurtenissen die kunnen optreden binnen de relevante geologische context, gelijkaardig aan maar zonder het exhaustieve en geformaliseerde formaat van een gestandaardiseerde FEP-studie (Features, Events, Processes). Voor de activiteiten die nadien kwantitatief gemodelleerd zullen worden, is dit een voorbereidende stap die aftoetst welke processen en interacties meegenomen moeten worden, en wat de migratie- en interactiepaden zijn. Voor activiteiten die zich enkel op lange termijn zullen ontwikkelen, blijft de evaluatie kwalitatief, maar zal ze wel besproken worden in het licht van de kwantitatieve resultaten van de andere activiteiten. De kwantitatieve modelleringen zullen zich toespitsen op reservoirsimulatie opgebouwd rond druk, temperatuur en fluïdummigratie. Elementen zoals potentiële breukactivatie zullen enkel kwalitatief meegenomen worden. Het kwantitatieve model moet rekening kunnen houden met de diverse geologische contexten, uiteenlopende ruimtelijke en tijdsschalen, diverse processen relevant voor diverse activiteiten, interacties, en aangezien het over de diepe ondergrond gaat, belangrijke onzekerheden. Daartoe zal de geologische realiteit gecompartmentaliseerd worden waarbij het structureel raamwerk als leidraad zal dienen. De compartimenten zullen subeenheden vormen van het volledige model, wat een vorm is van 'telescopic mesh refinement'. Op regionale schaal zal er verondersteld worden dat de reservoir eigenschappen binnen een reservoir eenheid zullen variëren, maar dat we niet weten waar ze welke waarde zullen aannemen. Daartoe zal een analytische benadering worden toegepast, zowel voor horizontale als verticale reservoircommunicatie.

Het meten van economische haalbaarheid en impact

In het kader van deze overheidsopdracht zal de economische haalbaarheid van verschillende activiteiten in de ondergrond gemeten worden. Techno-economische analyses zullen uitgevoerd worden om een inschatting te maken van de kapitaalkosten en operationele kosten die verbonden zijn aan de activiteiten die in de ondergrond uitgevoerd kunnen worden. Deze data zal input vormen van een reële optie analyse. Deze reële optie analyse is een extensie op de PSS simulator die ontwikkeld werd door de Belgisch Geologische Dienst waarbij er onderzocht wordt hoe de toepassing van activiteiten in de diepe ondergrond zich kan ontwikkelen doorheen de tijd, uitgaande van private bedrijven die met een winst oogmerk activiteiten kunnen ontwikkelen en rekening houdend met verschillende vormen van onzekerheid en flexibiliteitsopties die bedrijven in beschouwing kunnen nemen. Deze impactanalyse kan aangeven in welke mate een ontwikkeling als economisch duurzaam beschouwd kan worden. Naast deze economische duurzaamheidsindicator zouden ook andere duurzaamheidsindicatoren in de reële optie theorie geïntegreerd kunnen worden (bv. milieu-gerelateerde duurzaamheidsindicatoren). Wetenschappelijk onderzoek hieromtrent is echter nog beperkt.

De techno-economische en reële optie analyses worden toegepast op specifieke activiteiten en mogelijke ontwikkelingsscenario's, maar geven geen beeld van hoe activiteiten in de diepe ondergrond een impact hebben op macro-economische indicatoren zoals jobcreatie en economische groei. Daartoe bestaan er andere methodes zoals input-outputanalyses, algemene en partiële evenwichtsmodellen, of agent-based modelling. Voor het berekenen van de economische impact worden er enkel private kosten en baten opgenomen. Bredere maatschappelijk impact, zoals milieu-impact en sociale impact worden respectievelijk kwantitatief en kwalitatief bepaald, maar daar wordt geen economische waarde aan gekoppeld, zoals dat het geval zou zijn in een maatschappelijke kostenbatenanalyse. Het gebruik van evenwichtsmodellen en de maatschappelijke kostenbatenanalyse worden kort besproken maar vallen buiten het verdere opzet van deze opdracht.

Het meten van milieu-impact

In het kader van deze opdracht zal de milieu-levenscyclusanalyse (LCA) toegepast worden om de milieu-impact van geothermische doubletsystemen en opslag van CO₂ te bepalen. De LCA is een methode die prospectief kan worden gebruikt om de milieu-impact van een technologie, product of een proces te beoordelen, rekening houdend met de volledige levenscyclus ervan. Andere methodes voor de bepaling van de milieu-impact zijn: exergieanalyse; milieurisico-analyses; milieu-impactanalyse, i.e. milieu-effectenrapportage (MER); en de ecosysteemdienstbenadering. Deze methodes worden kort besproken in voorliggende studie maar maken geen deel uit van het vervolg van deze opdracht.

Het meten van sociale impact

Het meten van sociale impact is meer nog dan andere impact onzeker en complex, en bovendien in grote mate verweven met economische en milieu-impact. Sociale Impact Analyse (SIA) en sociale levenscyclusanalyse (S-LCA) zijn zowat de meest omvattende methodieken om dit te realiseren. Waar SIA zich richt op de activiteit, vertrekt S-LCA vanuit de dienst of product. Zowel SIA als S-LCA zijn eigenlijk koepelstructuren voor een veelheid aan technieken om sociale impact in kaart te brengen en (zo) meetbaar (mogelijk) te maken. De aard van de beoogde actie of activiteit, alsook zijn (sociale) context zijn mede bepalend voor welke technieken inzetbaar zijn. Voor beide methoden wordt bovendien in de literatuur een participatieve insteek als meest wenselijk

vooropgesteld, zowel vanuit moreel als inhoudelijk standpunt. Dit maakt SIA en S-LCA tot omvangrijke en tijdrovende ondernemingen die moeilijk generiek uit te voeren zijn.

Om die reden zullen we ons voor deze opdracht beperken tot het in kaart brengen en bevragen van (mogelijke) betrokken stakeholders (zie deelrapport D2 Stakeholdermapping) en het uitwerken van een vereenvoudigd model van sociale impact meting op basis van enkele voorbeeldindicatoren (zie deelrapport D7). Voor deze indicatoren baseren we ons op het PC&I raamwerk (zie deelrapport D3) dat in het kader van deze studie wordt uitgewerkt en op participatieve wijze tot stand kwam.

Methodes om discipline-specifieke impact te integreren

In het kader van deze opdracht wordt er een PC&I raamwerk uitgewerkt waarbij er via stakeholderparticipatie inzicht verkregen wordt over de principes van een duurzaam beheer van de diepe ondergrond (zie deelrapport D3). Vervolgens worden er criteria bepaald die aangeven wat de geologische, economische, milieu, en sociale randvoorwaarden zijn waaraan voldaan moet worden om een ontwikkeling in de diepe ondergrond als duurzaam te beschouwen.

Aan de hand van de methoden besproken in hoofdstukken 2-6 wordt de geologische, economische, milieu- en sociale impact berekend en beschreven. Deze resultaten worden geïntegreerd in een multicriteria matrix en uitgewerkt tot een spiderdiagram waarbij de evaluatie van mogelijke ontwikkelingsscenario's voor de diepe ondergrond en trade-offs tussen de verschillende criteria kwalitatief besproken worden (zie deelrapport D7). Dergelijke diagram is het meest geschikt omdat de resultaten met betrekking tot de verwachte impact zowel kwantitatief als kwalitatief gerapporteerd zullen worden. Daarbij zal ook onderscheid gemaakt worden tussen impact die op middellange en lange termijn verwacht worden.

Ter informatie worden in dit rapport enkele andere geïntegreerde methoden overlopen, zoals de kosteneffectiviteitsanalyse, de exergo-economische analyse en de economische input-output LCA, die elk duidelijke merites hebben, maar in het kader van deze opdracht niet verder werden uitgewerkt.

Omgaan met onzekerheden en aspecten van tijd en ruimte

In de keuze voor de toegepaste methoden in het kader van deze opdracht werd telkens rekening gehouden met de mate waarin deze omgaan met onzekerheden en aspecten van tijd en ruimte. Binnen een geologische context krijgen deze begrippen vaak een niet-standaard invulling. Ruimtebeslag wordt driedimensionaal met grenzen die dynamisch kunnen zijn doorheen de tijd, afhankelijk van interacties met andere activiteiten, parameterafhankelijk en asymmetrisch. Tijd is een veel flexibeler gegeven dan in het dagdagelijks leven, vooral door effecten en evoluties op zeer lange termijn. Ook onzekerheid krijgt een andere invulling, niet alleen door de fragmentarische informatie over de ondergrond en de processen die er kunnen optreden, maar ook door de moeilijkheid om bijkomende gegevens te verzamelen of verifiëren wat voor een belangrijke intrinsieke onzekerheid zorgt. Daarom is het van belang voor om een combinatie van methoden in te zetten die op een compatibele manier om gaan met elementen zoals tijd, ruimte en onzekerheid.

INHOUDSTAFEL

Het meten van geologische impact	3
Het meten van economische haalbaarheid en impact	4
Het meten van milieu-impact	4
Het meten van sociale impact	4
Methodes om discipline-specifieke impact te integreren	5
Omgaan met onzekerheden en aspecten van tijd en ruimte	5
1	Inleiding 8
2	Methodes voor bepaling geologische impact 9
2.1	Geologisch model 9
2.2	Kwalitatieve impact analyse 9
2.3	Kwantitatieve impact analyse 10
2.4	Toepassing van de besproken methodes in kader van de overheidsopdracht 12
2.4.1	Geologische model 12
2.4.2	Kwalitatieve modellen 14
2.4.3	Kwantitatieve modellen 14
3	Methodes voor bepaling van beschikbare volumes 16
4	Methodes voor bepaling economische haalbaarheid en economische impact 17
4.1	Techno-economische analyse 17
4.1.1	Uitvoering TEA 17
4.1.2	Motivatatie voor het uitvoeren van een TEA 18
4.2	Levenscyclus kostenberekening 20
4.3	Reële optie analyse 21
4.3.1	Reële optie analyse en onzekerheden 22
4.3.2	Reële optie analyse en flexibiliteit 23
4.4	Kostenbatenanalyse 24
4.4.1	Uitvoering van een KBA 25
4.5	Input-outputanalyse 26
4.6	Algemene en Partiële evenwichtsmodellen 27
4.7	Agent-based modelling 29
4.8	Toepassing van de besproken methodes in kader van de overheidsopdracht 29
5	Methodes voor bepaling milieu-impact 31
5.1	Milieu levenscyclusanalyse 31
5.2	Exergieanalyse 33
5.3	Milieurisicoanalyse 34
5.4	milieu-impact analyse 35
5.5	Ecosysteemdiensten benadering 36
5.6	Toepassing van de besproken methodes in kader van de overheidsopdracht 37
6	Methodes voor bepaling sociale impact 38
6.1	Methoden gericht op het meten van sociale effecten 39
6.1.1	Social Impact Assessment (SIA) 39
6.1.2	Sociale levenscyclusanalyse (S-LCA) 41
6.2	Methoden gericht op het in kaart brengen van visies en percepties 43
6.2.1	Q-methodologie als voorbeeld van een surveytechniek 43
6.2.2	Living labs als voorbeeld van een pluralistische evaluatievorm 44
6.3	Toepassing van de besproken methodes in kader van de overheidsopdracht 45
7	Geïntegreerde methodes voor impactbepaling 47
7.1	Raamwerk van principes, randvoorwaarden en indicatoren 47
7.2	Kosteneffectiviteitsanalyse 49
7.3	Exergo-economische analyse 51
7.4	Economische input-output LCA 52
7.5	Multicriteria analyse 53
7.6	Toepassing van de besproken methodes in kader van de overheidsopdracht 56
8	Tijd, ruimte en onzekerheden 57

8.1	Geologische impact	57
8.2	Beschikbare volumes	57
8.3	Economische impactanalyse	58
8.4	Milieu-impactanalyse	58
8.5	Sociale impactanalyses	58
8.6	GEINTEGREERDE IMPACTANALYSES	59
9	Conclusie	60
10.	Referenties.....	62
APPENDIX		66

1 INLEIDING

De transitie naar een koolstofarme en circulaire economie gaat gepaard met de introductie van nieuwe technologieën en activiteiten. Ook de ondergrond kan daarbij een rol spelen (zie deelrapport D1). Belangrijk daarbij is dat deze transitie en het gebruik van de ondergrond op een duurzame manier verlopen (zie deelrapport D9, verslag stakeholder workshop 1). Omdat duurzaamheid verschillende dimensies omvat en niet met één maatstaf te meten is, bestaan er een veelheid aan methodes om de verschillende aspecten van duurzaamheid te evalueren voor een specifieke technologie of activiteit.

Dit rapport geeft een weergave van bestaande methodes om geologische, economische, milieu, en sociale impact te bepalen voor toepassingen in de diepe ondergrond. Hoofdstukken 2 tot en met 6 richten zich op discipline-specifieke methodes. Hoofdstuk 7 geeft een overzicht van methodes die helpen om een geïntegreerde analyse te maken van de verschillende impacts. Hoofdstuk 8 gaat dieper in op de mate waarin de besproken methodes rekening houden met tijdsaspecten, ruimtelijke aspecten en onzekerheden.

Met dit document willen we een breed overzicht geven van bestaande wetenschappelijke methodes om impact te bepalen. Er wordt toegelicht welke inzichten elke methode brengt en wat haar beperkingen zijn. Daarbij wordt er voor elk type van impact aangestipt welke methodes gebruikt zullen worden in het vervolg van deze opdracht.

2 METHODES VOOR BEPALING GEOLOGISCHE IMPACT

Een geologische impact is een betekenisvolle verandering van ondergrondse condities ten gevolge van een activiteit in de ondergrond, bijvoorbeeld in druk of temperatuur, en kan zich zowel in tijd als ruimte uitstrekken. Door de geologische diversiteit van de ondergrond en de grote verschillen die kunnen bestaan in beschikbaarheid van gegevens, bestaat er geen portfolio van standaard methodes om geologische impact in de diepe ondergrond te evalueren.

Een belangrijke uitzondering hierop vormen methodes die gestandaardiseerd werden voor de beoordeling van sites voor de berging van hoogradioactief en langlevend afval. Dit is een aparte en zeer specifieke groep die door de graad van detail en specialisatie grotendeels buiten het kader van deze studie valt.

De verschillen in aanpak kunnen grotendeels opgedeeld worden in kwalitatieve evaluaties en kwantitatieve evaluaties, telkens gestoeld op een meer of minder gedetailleerd geologisch model van de ondergrond. Dit hoofdstuk tracht een representatief overzicht te bieden als achtergrond voor de keuzes die later in deze studie gemaakt zullen worden.

2.1 GEOLOGISCH MODEL

Een geologisch model is een meestal digitale weergave van de architectuur van de ondergrond. Ze worden meestal geparameteriseerd voor de toepassingen die hier besproken worden. Een geologisch model is geen impactmodel, maar wel vaak een eerste stap in de analyse van mogelijke impact. Voor meer gevorderde impactstudies vormt het geologisch model eveneens een rechtstreekse bron van invoer, zoals voor geometrie en verschillende andere ruimtelijke parameters.

Geologische modellen zijn een diverse groep die op verschillende manieren uitgewerkt worden naargelang thema of toepassing. Meestal impliceren ze een driedimensionale weergave, maar ook geologische kaarten of profielen zijn voorbeelden van geologische modellen. Ze vullen niet steeds een volledige ruimte, structurele geologische modellen zijn voorbeelden die zich richten op het voorstellen (en analyseren) van een raamwerk van vlakken, zoals breuken en overschuivingen. Modellen van mijnen zijn een geologisch model, indien ze de geologische informatie tonen die in de mijn werd geobserveerd, of andere parameters samenvatten die van belang zijn, zoals restporositeit of -permeabiliteit in ingestorte delen. In deze studie wordt een lithotectonisch model gebruikt, dat de geologie onderverdeelt in eenheden met een verschillende geologische evolutie (zie §2.4.1).

Het meest klassieke geologische model is echter driedimensionaal en opgebouwd uit (al dan niet balkvormige) rastercellen of gestapelde lichamen (bijvoorbeeld *layer cake*) met een lithostratigrafische classificatie, al dan niet gelinkt aan reservoirparameters. Structuren die deze parameters beïnvloeden, zoals breuken, kunnen extra aandacht en detail krijgen, afhankelijk van hoe ze verder verwerkt zullen worden.

2.2 KWALITATIEVE IMPACT ANALYSE

De FEP-methode (*Features, Events, Processes*) is een typerend voorbeeld voor deze groep. Ze werd ontwikkeld in de context van berging van radioactief afval maar kreeg ook aandacht in het kader van bijvoorbeeld opslag van CO₂ en schaliegas. De methode is gericht op het herkennen van potentiële negatieve impact, en is genoemd naar de drie elementen die daarvoor onderkend moeten worden: kenmerken (*features*), gebeurtenissen (*events*) en processen (*processes*). Kenmerken zijn meestal de geologische eigenschappen van de diepe ondergrond, en omvatten de kenmerken van geologische eenheden, maar bijvoorbeeld ook van breuken. Gebeurtenissen zijn relatief kort en niet

continu, zoals bijvoorbeeld een aardbeving. Processen voltrekken zich juist langzaam, en omvatten zaken zoals fluïdummigratie of spanningsopbouw. Gebeurtenissen en processen overlappen gedeeltelijk.

De bedoeling van methodes zoals FEP is om een evaluatie te structureren en bespreekbaar te maken. Daarnaast fungeert ze ook om de lijst van potentiële negatieve gebeurtenissen zo exhaustief mogelijk te maken. Hier zijn de catalogen van belang, omdat deze de evaluator dwingen om elke beschreven gebeurtenis, proces, en de verschillende combinaties ervan voor een gegeven geologische context (kenmerken) te overwegen en beoordelen. Voordat de uitkomsten in eventuele gerichte studies verder onderzocht worden, worden ze meestal kwalitatief prioritair gerangschikt volgens bijvoorbeeld waarschijnlijkheid en hevigheid, naar analogie met een generische risicoanalyse.

Voor onderwerpen zoals berging van radioactief afval en opslag van CO₂, zijn deze catalogen uitgebreid en bedoeld voor diepgaande studies, vaak gedetailleerd rond specifieke locaties of projecten. Ze zijn ook meer gericht op het inschatten van risico's en veel minder op interferenties. Omwille van deze redenen is deze methode, in haar nauwe betekenis, minder geschikt voor het kader van deze studie.

Het algemene denkproces is echter zeer nuttig. Het beklemtoint de conceptuele manier om over activiteiten in de diepe ondergrond na te denken, en over de processen en onderliggende mechanismen die hiervan het gevolg kunnen zijn, evenals over de primaire en secundaire manieren waarmee deze lateraal en verticaal kunnen propageren.

2.3 KWANTITATIEVE IMPACT ANALYSE

Omwillen van het brede scala aan activiteiten in de diepe ondergrond, gaande van het gebruik als permanent of tijdelijk reservoir, het aanleggen van geïsoleerde kamers, het ontginnen van grondstoffen via mijnbouw, tot het circuleren van vloeistoffen, zullen ook hier de verschillende types van modellen vrij algemeen besproken worden. De twee belangrijkste algemeen te onderscheiden groepen zijn numerieke en analytische modellen. Beiden kunnen op theoretische, empirische of semi-empirische vergelijkingen gebaseerd zijn. We beschouwen ze hier als kwantitatieve modellen omdat deze vergelijkingen kwantitatieve invoergegevens nodig hebben, en gelijkaardige uitvoer creëren. Dit wil niet zeggen dat de resultaten van al zulke modellen kwantitatief zijn, in de zin dat de berekende uitkomsten binnen een onzekerheidsmarge betrouwbaar zijn. Resultaten kunnen bijvoorbeeld enkel richtinggevend zijn, of enkel bedoeld om onderling te vergelijken. Meestal echter is het inderdaad de bedoeling om kwantitatieve uitkomsten te bekomen die verder aan de praktijk getoetst kunnen worden.

De meeste modellen zijn gericht op het modelleren en optimaliseren van de eigenlijke activiteit. Dit zien we bij geothermische modellering, waar bijvoorbeeld debieten, afstand tussen putten en thermische doorbraak tegen elkaar worden afgewogen. Dergelijke uitkomsten kunnen gebruikt worden om de economische impact in te schatten en te berekenen. Indien de grenzen van zulke modellen ook de bovengrondse installaties en eventueel verbruikers behelzen, dan kan naast economische inschatting ook een directe milieu-impact berekend worden. Dit soort modellen wordt veelvuldig gebruikt voor activiteiten waar de klassieke economische waarde van de activiteit in de diepe ondergrond centraal staat en afhangt van operationele parameters. Naast geothermie zijn dit opslag van aardgas en waterstof, en eventueel ook voor CBM (methaan uit steenkool), schaliegas en mijngas alhoewel voor deze laatste de onzekerheid van de berekeningen in de praktijk vaker leiden tot meer nadruk op het uitvoeren van veldtesten. In elk geval hebben al deze activiteiten

Methodologisch dienen eerst continue en discrete modelmethodes onderscheiden te worden. Continue modellen zijn de klassieke modellen, waar gewerkt wordt op een schaal waar het medium homogeen verondersteld kan worden. De wet van Darcy is een voorbeeld van een wet die een continu medium veronderstelt. Discrete modellen werken typisch op de schaal van porositeit en modelleren de processen op de grenzen tussen vast en vloeistof. Deze laatste geven een zeer grote graad van detail, zijn extreem rekenintensief, en vallen grotendeels buiten het kader van de huidige studie.

Analytische modellen vormen een andere benadering. In plaats van met elementaire volumes te werken, wordt hier de ondergrond geconceptualiseerd op zo een manier dat vergelijkingen (vaak geïntegreerde differentiaalvergelijkingen) uitgewerkt kunnen worden voor het hele systeem. Afhankelijk van de integratie laat dit toe om locatie- of tijd-specifieke resultaten rechtstreeks te berekenen, in tegenstelling tot numerieke benaderingen die (in hun rudimentaire vorm) afhankelijk zijn van tussenresultaten.

Analytische modellen zijn in principe sneller. De ambitie om generische analytische modellen te ontwikkelen was slechts gedeeltelijk succesvol (bv. de 'Analytical Elements Method', AEM, uitgewerkt voor grondwatertoepassingen [1]), en werd bijvoorbeeld niet verwezenlijkt voor reservoirsimulaties. Bovendien is niet elke configuratie berekenbaar, omdat differentiaalvergelijkingen voor complexere situaties meestal niet rechtstreeks oplosbaar zijn en enkel iteratief berekend kunnen worden, zodat er op vlak van rekenintensiviteit geen winst geboekt wordt tegenover numerieke modellen. In de diepe ondergrond, waar de complexiteit van een probleem meestal ligt in het gebrek aan gegevens en niet de fysische configuratie, kunnen ze nuttige toepassing vinden. De noodzaak om de werkelijkheid conceptueel te vereenvoudigen, helpt vaak bij het begrijpen van de fundamentele aspecten waar aandacht aan gegeven moet worden.

pagina 11 van 71

(uitwisselingsvlakken) tussen de compartimenten. Voorwaarde is wel dat de parameters relevant voor aangrenzende compartimenten berekend worden, en er blijven meestal uitdagingen zoals omgaan met verschillende tijdsresoluties.

2.4 TOEPASSING VAN DE BESPROKEN METHODES IN KADER VAN DE OVERHEIDSOPDRACHT

In dit deel wordt besproken hoe bovenstaande methodes zullen toegepast worden in het kader van deze opdracht. Daarvoor wordt gekozen voor flexibele en pragmatische methodes waarvan de resultaten transparant vertaald kunnen worden voor niet-experten. Verder is het belangrijk dat, waar realistisch, de methodes kwantitatief toegepast kunnen worden om de geologische modellen in te passen in de totaalmodellering van de toekomstscenario's.

2.4.1 Geologische model

In dit project zullen bij voorkeur geologische modellen worden gebruikt die uitgewerkt worden volgens de structurele raamwerkmethode [2]. Dit is een methode die vertrekt van het identificeren van betekenisvolle geologische limieten, die als basis dienen om geologische eenheden te definiëren. Een structureel raamwerk vertrekt van geologische kennis, die daarna ruimtelijk wordt uitgewerkt. In het kader van deze studie, zal de inhoud van het model thematisch gedreven zijn, of zelfs activiteit-specifiek. Dit wil zeggen dat eenheden gedefinieerd zullen worden die functioneel zullen zijn in het uitwerken van het reservoirmodel. ‘Reservoirmodel’ verwijst hier naar een model dat zowel het gedrag van reservoirgesteenten beschrijft, als van weinig doorlatende eenheden die de reservoircomponenten van elkaar scheiden. Ze dienen echter ook geologisch relevant te zijn, wat wordt gegarandeerd doordat ze gedefinieerd worden in functie van geologische limieten. Deze limieten zijn nooit artificieel, maar hebben een geologische betekenis omdat ze getuigen van een bepaalde gebeurtenis (zie kader 1 en deelrapport D6).

Kader 1

Een voorbeeld is het Noordwest Europese Voorlandbekken, waarvan een deel in de diepe ondergrond van het Kempens Bekken wordt teruggevonden, en waarin steenkoolafzettingen voorkomen. Per definitie (fig. 1) bestaat een voorlandbekken uit sedimenten die preferentieel verzameld werden in een depressie langsheen een actief vormend gebergte. De basis van het voorlandbekken is een zwakke hoekdiscordantie, meestal een hiaat die samenvalt met de basis van een transgressieve sequentie. In het Kempens Bekken is dit de transgressie over de Dinantiaancarbonaten, regionaal duidelijk herkenbaar omdat ze samenvalt met de omslag naar siliciklastische sedimenten. Omwille van de hoge sedimentatiegraad en de voortschrijdende regionale opheffing, eindigt een voorlandbekken opnieuw met een erosieve fase, wat in het Kempens Bekken ongeveer samenvalt met het Stefaniaan. Deze twee gebeurtenissen definiëren op deze manier het Kempens Subvoorlandbekken (een subbekken of geografisch deel van het eigenlijke voorlandbekken), dat nog verder opgedeeld kan worden indien relevant voor een bepaalde toepassing.

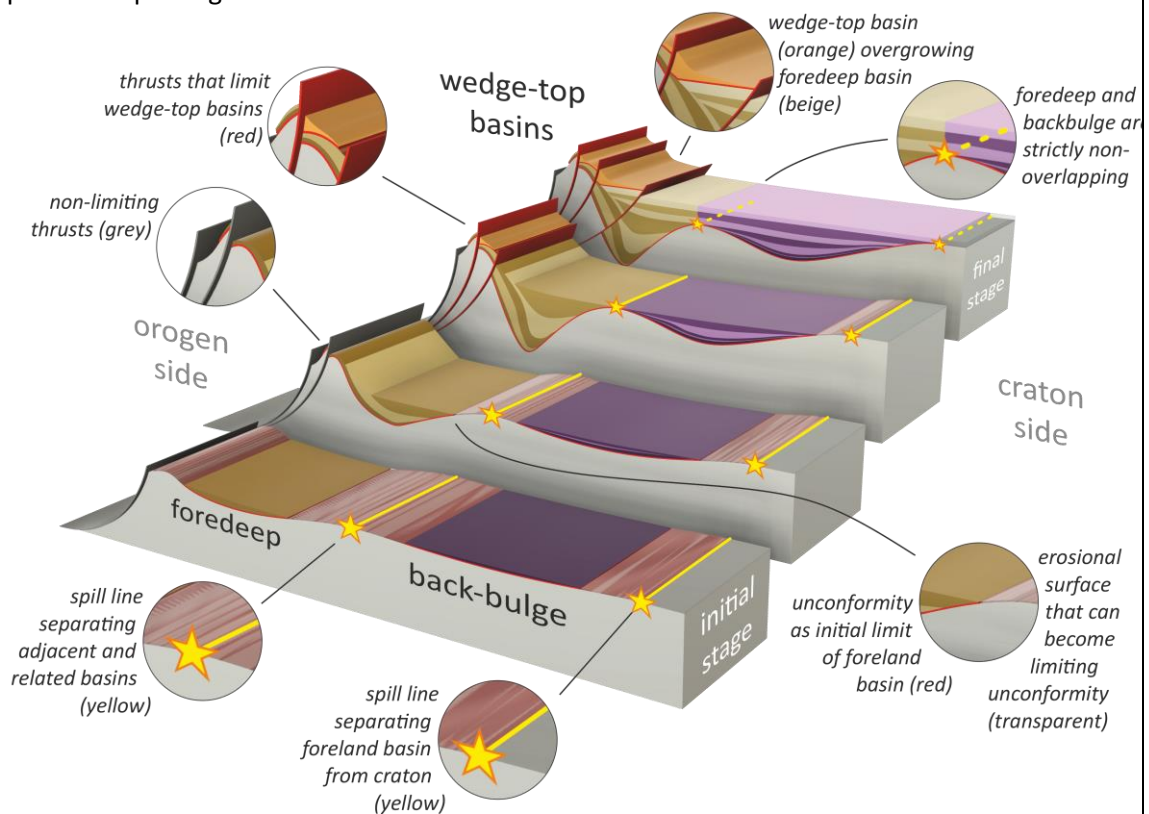


Fig. 1: De ontwikkeling van een voorlandbekken en de conceptuele definitie van de verschillende mogelijke eenheden in functie van limieten. Uit [3].

De structurele raamwerkmethode is een formalisering van traditioneel geologisch redeneren. Het is daarom niet nodig dat een geologisch raamwerkmodel voor Vlaanderen bestaat, het wordt net zoals een geologische beschrijving opgebouwd in functie van de noden. Dat geldt ook voor de graad van detail. In een klassiek geologisch model (of kaart) is deze uniform, terwijl deze in een raamwerk gedictieerd wordt door behoeften, of de lokale graad van kennis. Verder is het vertrekpunt geologische kennis, wat het compatibel maakt met elk ander geologisch model dat deze kennis (impliciet) visualiseert. Voor deze opdracht zullen dat voornamelijk het geologisch 3D model van Vlaanderen [4] en de kaart van het Massief van Brabant (kaart en profiel; [5]) zijn.

voor activiteiten waarvoor dit mogelijk is. De resultaten van geologische impactmodellering kunnen geraadpleegd worden in hoofdstuk 1 van deelrapport D7.

3 METHODES VOOR BEPALING VAN BESCHIKBARE VOLUMES

Waar mogelijk wordt gebruik gemaakt van de literatuur voor de schatting van beschikbare volumes voor verschillende activiteiten. In het geval van geothermie (éénputsgeothermie en doublets) en steenkoolreserves zijn deze schattingen minstens gedeeltelijk gebaseerd op internationaal gestandaardiseerde methodologieën. Voor opslag van aardgas wordt verwezen naar de volumes die door de operator geciteerd worden (en vergund zijn). Dit is ook zo voor volumes waterstof voor Loenhout, terwijl dit voor andere locaties berust of geschat poriënvolumen en densiteit. Voor opslag van CO₂ en van steenkoolmethaan wordt vertrokken van de volumeschattingen die voor België werden gepubliceerd. Elk van deze berekeningen en de literatuurreferenties worden gedetailleerd in deelrapport D6.

4 METHODES VOOR BEPALING ECONOMISCHE HAALBAARHEID EN ECONOMISCHE IMPACT

Hoofdstuk 4 bespreekt methodes om de economische impact van activiteiten in de diepe ondergrond te evalueren. Daarbij wordt er gefocust op methodes om de economische en maatschappelijke haalbaarheid van activiteiten in de ondergrond te evalueren. Daarnaast worden ook macro-economische modellen besproken die voor de economie in haar geheel inzicht kunnen geven in de socio-economische impact van het gebruik van de ondergrond. Per methode wordt een beperkte opzoeking in de Web of Science (WoS) databank gedaan om te bekijken in welke mate dat die methode gecombineerd wordt met de onderwerpen ‘diepe geothermie’, ‘opslag van CO₂’ en ‘steenkool’. Deze figuren geven een eerste beeld van de mate waarin de methode toegepast wordt. Daarbij valt het op dat ‘steenkool’ vaak aan bod komt in de gevonden publicaties. Opmerking hierbij is dat in deze gevallen de evaluaties veelal gaan om evaluaties van andere technologieën dan steenkoolwinning maar waarbij steenkool als referentie gebruikt wordt. Een meer uitgebreide literatuurstudie zou nuttig zijn om inzicht te geven in de toepassing van de verschillende methodes en de bijhorende resultaten, maar valt buiten de scope van deze opdracht.

4.1 TECHNO-ECONOMISCHE ANALYSE

Een techno-economische analyse (TEA) is een combinatie van technische procesmodellering en economische evaluatie met als doel het analyseren van de impact van veranderingen in technische en economische parameters op de financiële levensvatbaarheid van een technologie. Bij de evaluatie van toepassingen in de diepe ondergrond omvat de technische component veelal geologische data die bepalen in welke mate er een bepaald product geleverd kan worden (bv. de hoeveelheid warmte die geproduceerd kan worden in het geval van een diepe geothermie toepassing) of in welke mate dat er een bepaald product opgeslagen kan worden (bv. de hoeveelheid CO₂ die opgeslagen kan worden in de ondergrond). Een groot voordeel van een TEA is dat een verandering in een geologische of technologische parameter direct wordt vertaald in de economische indicatoren. Een tweede typisch kenmerk van een TEA is het ex-ante of prospectieve karakter van de beoordeling, een TEA kan uitgevoerd worden voor zowel opkomende technologieën (laboschaal, prototypes), als technologieën die volledig ontwikkeld en beschikbaar zijn op de markt [8].

4.1.1 Uitvoering TEA

Een TEA verloopt typisch in vijf stappen [8, 9] en start met het definiëren van het doel en reikwijdte van de studie. Dit omvat een beschrijving van de redenen voor het uitvoeren van de TEA, welke vragen er beantwoord moeten worden, het definiëren van de systeemgrenzen en het kiezen van de evaluatie-indicatoren. Het bepalen van de reikwijdte omvat ook de definitie van een eventuele benchmark technologie waarmee vergeleken wordt. De gekozen benchmark technologie is vaak de best beschikbare technologie of de marktleider.

Een tweede stap is het opmaken van een data-inventaris voor de TEA. Een stroomschema (Block Flow Diagram (BFD) of Process Flow Diagram (PFD)) toont hoe het procesontwerp er uitziet, vanuit een technisch perspectief. De massa- en energiebalans beschrijven de energie- en materialenstromen in het systeem en worden gebruikt als input om de geselecteerde evaluatie-

indicatoren te berekenen. Naast de technische gegevens moeten ook economische gegevens worden verzameld. Er wordt een marktstudie uitgevoerd om de concurrentieomgeving voor de nieuwe technologie te onderzoeken. Gegevens over productprijzen, materiaalprijzen en energieprijzen worden verzameld in de data-inventaris.

De derde fase is de berekening van de evaluatie-indicatoren. Dit kunnen technische, economische en/of milieu-indicatoren zijn, afhankelijk van de reikwijdte van de TEA. Veel voorkomende technische indicatoren zijn de energieoutput en energie-efficiëntie. Veel voorkomende economische indicatoren zijn de investeringskosten (CAPEX), operationele kosten (OPEX), de 'levelized cost of product' (LCOP), de netto actuele waarde, en de internal rate of return (IRR).

De interpretatiefase en de onzekerheidsanalyse vormen de vierde en de vijfde stap. Tijdens de interpretatiefase wordt het economisch resultaat vertaald naar meer algemene inzichten binnen de context van de marktanalyse en wordt een logisch verband gelegd met de technische parameterwaarden.. In de laatste fase wordt zowel de onzekerheid als gevoeligheid van de resultaten beoordeeld. Een onzekerheidsanalyse kwantificeert het niveau van onzekerheid dat geassocieerd is met de resultaten, veroorzaakt door onzekerheid in de inputgegevens of verspreiding van fouten in de gegevens. Een gevoeligheidsanalyse identificeert de bronnen van onzekerheden in de inputvariabelen die verantwoordelijk zijn voor de onzekerheid in de modeluitvoer. Een globale sensitiviteitsanalyse onderzoekt de variatie van meerdere variabelen tegelijk, terwijl lokale analyses de variatie in invoerparameters één per één bekijken. Monte Carlo is de meest gebruikelijke techniek voor globale analyses, waarbij herhaalde willekeurige steekproeven worden uitgevoerd om een kansverdeling voor de uitvoer te bepalen.

4.1.2 Motivatie voor het uitvoeren van een TEA

Er zijn verschillende redenen om een TEA te ontwikkelen [8]. Een eerste voor de hand liggende reden is dat een TEA een economische beoordeling van een technologie geeft. Het kan een indicatie geven van de financiële levensvatbaarheid en/of winstgevendheid. Er kunnen verschillende vragen worden beantwoord, zoals (i) hoeveel geld kan worden bespaard door een technologie of verschillende technologietoepassingen te gebruiken die dezelfde dienst leveren; (ii) wat moet de minimumprijs zijn van een eindproduct of de maximumprijs van een bepaalde input; (iii) wat is de economische impact van verschillende opschalingen en -toepassingen en (iv) hoeveel uitgaven kunnen worden bespaard door in de technologie te investeren?

Een tweede reden om een TEA uit te voeren is om sturing te geven aan de verdere ontwikkeling van een bepaalde technologie. Dit kan de ontwikkeling van de specifieke technologie zijn maar ook de ontwikkeling naar een commercieel proces. Afhankelijk van de afbakening van de studie kan de ontwikkeling zeer breed zijn en verschillende technologische trajecten of roadmaps vergelijken, of zeer specifiek zijn en gericht zijn op specifieke technologische componenten. Een TEA vermijdt de nadelen van ex-post economische berekeningen waarbij de technologische keuzes al gemaakt of beperkt zijn.

Een derde reden om een TEA te maken is het leerproces zelf. Het dwingt onderzoekers uit verschillende disciplines om bij elkaar te zitten, kan helpen om de juiste technische en economische vragen te stellen en helpt bij het selecteren van de meest geschikte proces- of producttesten. Het kan een eerste indicatie geven van de technische en operationele barrières en drijfveren voor winstgevendheid. Het kan helpen om vanuit verschillende invalshoeken naar de processen te kijken, waardoor samenwerking tussen onderzoekers gestimuleerd wordt. In feite brengt een TEA

automatisch verschillende disciplines samen en is deze analyse per definitie interdisciplinair omdat zij een brug vormt tussen economie en (ingenieurs)wetenschappen.

Zoals bij elke meetmethode, zijn er aan de uitvoering van een TEA ook een aantal nadelen verbonden. Een eerste bezorgdheid is de onzekerheid waarmee de fysieke kosten en baten kunnen worden ingeschat. Kosten en baten zijn op voorhand niet steeds gekend waardoor er een onzekerheidsrange ingeschat moet worden. Een tweede bezorgdheid is dat een TEA geen beoordeling omvat van hoe de kosten en baten verdeeld zijn over de betrokken stakeholders. De derde bezorgdheid is de praktijk van het verdisconteren. De argumenten voor verdiscontering zijn dat individuen gewoon meer geven om onmiddellijke, eerder dan uitgestelde consumptie en dat toekomstige consumptie voor minder zou moeten meetellen dan huidige consumptie als er economische groei is. Toekomstige consumptie en het effect daarvan op de welvaart is onzeker en dit leidt tot verlaagde waarden van mogelijke baten en kosten. Argumenten tegen huidige verdisconteringspraktijken zijn (i) bias ten voordele van de huidige generatie; (ii) het opzettelijk negeren van toekomstige kosten als gevolg van onzekerheid en risico's; (iii) misvatting van toenemende consumptie; (iv) niet-gecompenseerde schade; (v) inherente rechten en kansen [10]. Een vierde bezorgdheid is dat een TEA mogelijke flexibiliteitsopties binnen een beslissingsproces negeert waardoor de waarde van een project onderschat wordt. Een laatste bezorgdheid is het gebrek aan andere duurzaamheidscriteria.

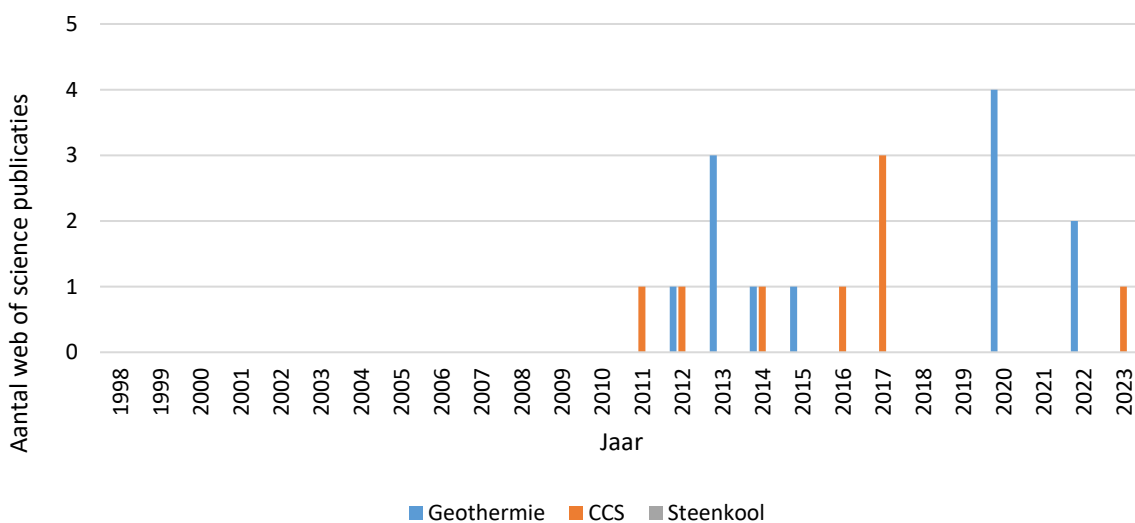
Toepassing van techno-economische analyses in de wetenschappelijke literatuur voor de evaluatie van activiteiten in de diepe ondergrond

Er werd een beperkte opzoeking in de Web of Science (WoS) databank gedaan om te bekijken in welke mate dat er in techno-economische evaluaties, de onderwerpen diepe geothermie, opslag van CO₂ (CCS) en steenkool aan bod komen. Onderstaande figuur toont dat techno-economische analyses pas de laatste 10 jaar een opgang kennen in de wetenschappelijke literatuur. Steenkool komt vaak aan bod in de gevonden publicaties. Opmerking hierbij is dat deze techno-economische evaluaties veelal gaan om evaluaties van andere technologieën dan steenkoolwinning maar waarbij steenkool als referentietechnologie/benchmark gebruikt wordt.

in de samenleving worden gedragen, nu of in de toekomst, en die verband houden met de levenscyclus van een product. Effecten zoals volksgezondheid en menselijk welzijn moeten worden gekwantificeerd en vertaald in monetaire waarden, wat vaak een uitdaging is bij het uitvoeren van dit soort beoordelingen. Aangezien de analyse wordt uitgevoerd vanuit een maatschappelijk perspectief, moeten betalingen zoals subsidies en belastingen worden afgetrokken van de kostengegevens, aangezien deze geen netto-kosteneffect hebben [11].

Toepassing van de levenscycluskostenanalyse in de wetenschappelijke literatuur voor de evaluatie van activiteiten in de diepe ondergrond.

Toepassing van levenscycluskostenanalyses zijn eerder beperkt voor de bestudeerde toepassingen in de ondergrond.



Figuur 2. Aantal wetenschappelijke publicaties per jaar. De aantallen wijzen op het aantal publicaties waarbij de topics 'geothermal, CCS, coal' aan bod komen, gecombineerd met 'life cycle cost'. De query links zijn terug te vinden in appendix.

4.3 REËLE OPTIE ANALYSE

De term 'real options' werd in 1977 voor het eerst geclaimd door Myers, in een studie over de kwesties van bedrijfsschulden. Myers definieerde reële opties als “mogelijkheden om reële activa te kopen tegen mogelijk gunstige voorwaarden”. De mogelijkheden voor bedrijven om reële activa te kopen kregen deze naam vanwege de analogie met financiële opties. Met financiële opties kan de optiehouder het financiële actief kopen of verkopen tegen een vaste prijs en datum in de toekomst. Alleen als de voorwaarden gunstig zijn, zullen optiehouders hun recht uitoefenen om dat financiële actief tegen de overeengekomen voorwaarden te kopen of te verkopen. Bedrijven met een investeringsmogelijkheid staan voor een soortgelijk dilemma: ze hebben het recht, maar niet de plicht, om in de toekomst te investeren en het actief te verwerven [12].

Over het algemeen hebben de meeste investeringsbeslissingen drie kenmerken gemeen: 1) de investering is, althans gedeeltelijk, onomkeerbaar, wat betekent dat (een deel van) de investeringskosten zijn verzonken, 2) het toekomstige rendement van de investering is onzeker, en

ROT wordt meer en meer toegepast in een verscheidenheid aan onderzoeksgebieden en daarbij zijn verschillende methodes ontwikkeld om reële opties te waarderen. In de huidige literatuur worden vijf belangrijke oplossingsmethodes onderscheiden voor het waarderen van reële opties: dynamisch programmeren, partiële differentiaalvergelijkingen, beslisboommodellen, simulatietechnieken en benaderingen die op fuzzy sets gebaseerd zijn. Deze methodes kunnen analytische of numerieke oplossingen bieden. Een analytische oplossing is een exacte oplossing voor het probleem, terwijl een numerieke oplossing wordt gevonden voor problemen die niet analytisch opgelost kunnen worden door een veelheid aan onzekerheden en flexibiliteitsopties en waarvoor de oplossing moet worden benaderd [13].

ROT waardeert de flexibiliteit die ontwikkelaars hebben om beslissingen aan te passen, als reactie op nieuwe informatie of veranderende omstandigheden. Als alles 100% zeker zou zijn, zou nieuwe informatie de projectprestaties niet veranderen. Daarom is de aanwezigheid van onzekerheden die van invloed zijn op de projectprestaties een voorwaarde voor de toepassing van ROT. Sterker nog, de huidige onzekerheden kunnen een potentiële bron van waarde zijn voor het project: grotere onzekerheid in de projectopbrengsten verhoogt de waarde van flexibiliteit of van adaptief beheer. In aanwezigheid van flexibiliteit zullen, als de onzekerheid toeneemt, de potentiële opbrengsten van het project ook toenemen, terwijl de potentiële verliezen gelijk zullen blijven. In de ROT-literatuur worden vijf belangrijke bronnen van onzekerheid geïdentificeerd [14]:

- pagina 22 van 71

- 2) Marktonzekerheid: Marktonzekerheden verwijzen naar het gebrek aan kennis over hoe een bepaalde markt zich in de toekomst zal ontwikkelen. Terwijl technische onzekerheden vaak eigen zijn aan het project, zijn de meeste marktonzekerheden exogeen: de bron van onzekerheid ligt buiten het project en kan niet worden gecontroleerd of beïnvloed door het project. Voorbeelden van marktonzekerheid zijn bijvoorbeeld de productprijs, de vraagonzekerheid en de prijs van CO₂.
- 3) Beleidsonzekerheid: Regelgeving opgelegd door de overheid kan de uitvoering van een project beïnvloeden. Het vooruitzicht van beleidswijzigingen en de onvoorspelbaarheid van deze veranderingen creëren een extra bron van onzekerheid. Beleidsonzekerheid verwijst naar de onzekerheid die ontstaat wanneer het tijdstip of de hoogte van belastingen, subsidies of de striktheid van milieuregelgeving nog niet vastligt.
- 4) Impactonzekerheid: Naast het leveren van een product of dienst, zal het project ook (onbedoelde) effecten hebben op zijn omgeving. Deze effecten worden externe effecten genoemd en worden niet gewaardeerd op een markt. Het is vaak erg moeilijk om deze effecten van projecten op hun ruimere omgeving in te schatten of te voorspellen, wat aanleiding geeft tot impactonzekerheid.
- 5) Maatschappelijke onzekerheid: publieke perceptie en acceptatie kunnen het succes van het project beïnvloeden en een extra bron van onzekerheid creëren. Windenergie- of CCS-projecten hebben of hadden bijvoorbeeld te kampen met een gebrek aan maatschappelijke acceptatie, wat de investeringen in deze technologieën belemmert.

4.3.2 Reële optie analyse en flexibiliteit

Trigeorgis onderscheidde zes hoofdtypen reële opties [14]:

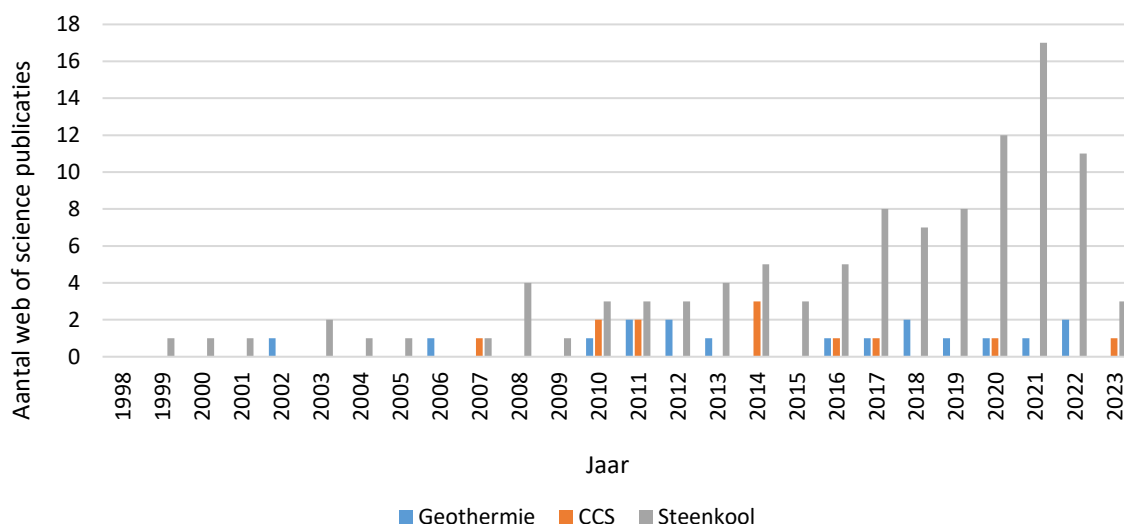
- 1) Optie om te wachten of uit te stellen: in plaats van een nu-of-nooit-beslissing te nemen, kunnen investeerders de investering uitstellen naar een toekomstige periode: bij elke periode evalueren ze het project opnieuw en beslissen ze te blijven wachten op meer informatie, onmiddellijk te investeren, of het project volledig stop te zetten. De optie om uit te stellen stelt de beslisser in staat te wachten tot de onzekerheid is opgelost of verminderd.
- 2) Optie tot faseren (time-to-build investering): deze optie is subtieler dan de optie om uit te stellen. In plaats van de investering als geheel uit te stellen, wordt de investering opgesplitst in verschillende fasen: eerst wordt een gedeeltelijke investering gedaan, en pas wanneer de prestaties van het project aan een bepaalde norm voldoen, wordt de tweede investering gedaan, enz. Door de investering in de tijd te spreiden en op te splitsen in een reeks kleinere investeringen, kan de investeerder het project in elk stadium verlaten. Deze optie is vooral belangrijk in Onderzoek & Ontwikkeling (O&O)-industrieën omdat O&O doorgaans wordt uitgevoerd om nieuwe inzichten te verkrijgen in de prestaties van de technologie, wat de besluitvormer zal helpen beslissen of hij al dan niet verdere investeringen wil doen.
- 3) Optie om te schalen (uitbreiden of inkrimpen): als reactie op veranderende marktomstandigheden kan de schaal van de productie worden uitgebreid of verkleind. Om de productieschaal te wijzigen wanneer het project al loopt, zullen extra kosten moeten worden gemaakt. Bedrijven kunnen er ook voor kiezen om projecten modulair in te richten, zodat het project eenvoudig kan worden opgeschaald, zonder hoge meerkosten.
- 4) Optie om (tijdelijk) te stoppen: dit stelt managers in staat om de fabriek (tijdelijk) te sluiten wanneer de marktomstandigheden dit toelaten.

Bezorgdheden omtrent het gebrek aan andere duurzaamheidscriteria en de praktijk van het verdisconteren zoals aangehaald bij de TEA (zie §4.2) zijn ook van toepassing bij de reële optie

4.4.1 Uitvoering van een KBA

1. Bepaal de doelstelling van de KBA.
2. Specificeer de reeks alternatieve projecten.
3. Bepaal wiens baten en kosten tellen.
4. Identificeer de impactcategorieën, catalogiseer ze en selecteer statistieken.
5. Voorspel de effecten kwantitatief gedurende de looptijd van het project.
6. Ken een geldwaarde toe aan alle effecten.
7. Verdisconteer de baten en kosten om huidige waarden te verkrijgen.
8. Bereken de netto contante waarde van elk alternatief.
9. Voer een gevoeligheidsanalyse uit.
10. Doe een aanbeveling.

Toepassing van de kostenbatenanalyse in de wetenschappelijke literatuur voor de evaluatie van activiteiten in de diepe ondergrond



Figuur 4. Aantal wetenschappelijke publicaties per jaar. De aantallen wijzen op het aantal publicaties waarin de topics 'geothermal, CCS, coal' aan bod komen, gecombineerd met 'cost benefit analysis'. De query links zijn terug te vinden in appendix.

4.5 INPUT-OUTPUTANALYSE

Input-outputanalyse is een gevestigde techniek in kwantitatief economisch onderzoek en heeft tot doel de directe en indirecte gevolgen van een gebeurtenis op een economisch systeem in kaart te brengen voor alle economische sectoren. Input-outputmodellen zijn gebaseerd op het idee dat elke output een overeenkomstige input vereist. Deze input kan bestaan uit grondstoffen en diensten uit andere bedrijfstakken, maar ook uit arbeid van huishoudens of bepaalde voorzieningen van de overheid. De output bestaat uit een sectorale verscheidenheid aan producten en diensten. Een conventionele input-outputtabel is gebaseerd op dubbel boekhouden: de totalen van de kolommen zijn gelijk aan de totalen van de rijen [17]. De rijen van de tabel komen overeen met de verkoop van goederen en diensten door een bepaalde sector aan alle sectoren van de economie; kolommen vertegenwoordigen aankopen van intermediaire input, arbeid, enz. gemaakt door elke sector. De finale bestedingen bestaan uit de consumptie door huishoudens, overheidsuitgaven, investeringen en export. De som van alle rijen (alle verkopen aan andere bedrijfstakken en finale bestedingen) omvat de totale output van een bedrijfstak; de som van alle kolommen (tussentijdse input, salarissen, invoer en andere componenten die toegevoegde waarde leveren) is gelijk aan de totale uitgaven [18]. Voor de economie als geheel moet de totale productie gelijk zijn aan de totale uitgaven. Input-outputtabellen kunnen betrekking hebben op het mondiale economische systeem, de nationale economie en ook op regionale systemen. Met behulp van regionale input-outputtabellen kunnen de onderlinge afhankelijkheid en verbanden tussen bedrijfstakken, huishoudens en de overheid binnen en tussen regio's worden onderzocht [17]. Naast economische indicatoren kan een input-outputmodel ook toegepast worden om inzicht te krijgen in de kanalen van de economische productiesystemen waarlangs broeikasgasemissies veroorzaakt worden [19, 20].

Gerelateerd aan het gebruik van de diepe ondergrond, vergelijken Koelbl et al. [21] voor de Nederlandse energiesector de impact van een mitigatiestrategie die CCS omvat met een strategie zonder CCS op meerdere socio-economische indicatoren. Ze berekenen de incrementele bruto toegevoegde waarde, werkgelegenheid en importafhankelijkheid van twee van dergelijke

Een standaard algemeen evenwichtsmodel bestaat dus uit twee hoofdcomponenten: de modelstructuur en een databank. Zoals eerder aangehaald, is de structuur van een algemeen evenwichtsmodel een systeem van vergelijkingen dat rekening houdt met alle economische relaties in de wereld. Het economische systeem bestaat uit verschillende componenten en wordt zeer complex omdat alle sectoren en subsectoren direct of indirect gerelateerd zijn aan de vraag naar en het aanbod van goederen en diensten. Elk van deze relaties zijn fundamenteel voor het algemeen evenwichtsmodel. De databank bestaat uit twee delen: de stroom van uitgaven en inkomsten in een economie en de parameterwaarden. Deze gegevens worden aangeleverd in de vorm van input-outputtabellen (I-O). Echter, voor een uitgebreid model waarbij de interesse verder gaat dan de productie- en consumptieactiviteiten, is meer data nodig. In deze gevallen is een social accounting matrix (SAM) meer geschikt [22].

In een partieel evenwichtsmodel wordt het evenwicht in slechts één of enkele markten onderzocht. Deze benadering onderscheidt zich van algemene evenwichtsmodellen, aangezien ze niet alle productie- en consumptierekeningen in een economie omvat. Dit type van model omvat ook niet alle markten en prijzen in een economie, en zal niet de impact van veranderingen in de ene markt op andere markten in de economie weergeven. Partiële evenwichtsanalyse is geschikt voor het analyseren van sectorale hervormingen [24].

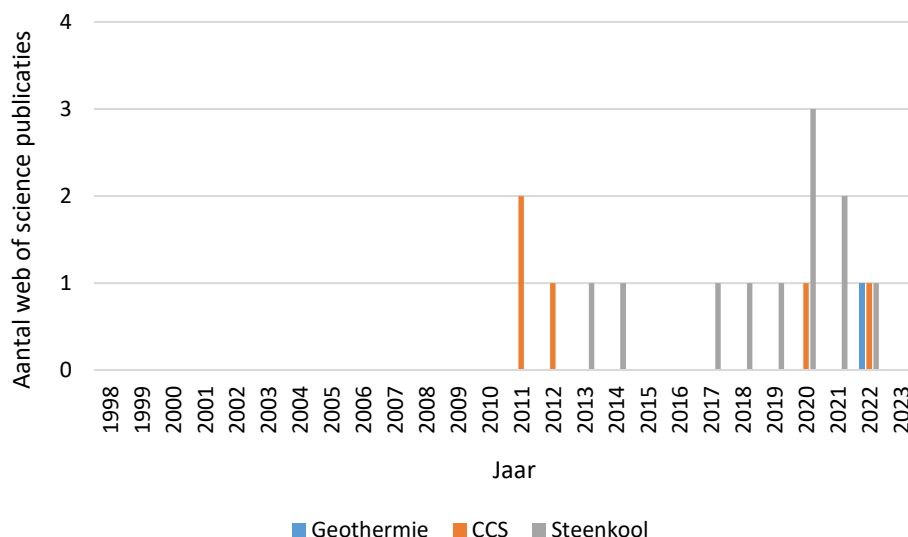
Jaar	Geothermie	CCS	Steenkool
1998	0	0	0
1999	0	0	0
2000	0	0	0
2001	0	0	0
2002	0	0	0
2003	0	0	0
2004	0	0	0
2005	0	0	0
2006	0	0	0
2007	0	0	0
2008	0	0	0
2009	0	0	1
2010	0	0	1
2011	0	2	0
2012	0	1	0
2013	0	0	2
2014	0	0	0
2015	0	0	0
2016	0	0	1
2017	0	0	1
2018	0	0	4
2019	0	0	2
2020	1	1	1
2021	0	0	1
2022	0	1	2
2023	0	0	0

pagina 28 van 71

4.7 AGENT-BASED MODELLING

Een agent-based model is een computersimulatie van een aantal beslisers (agenten) en instellingen die op elkaar inwerken via voorgeschreven regels. De agenten kunnen zo divers zijn als nodig is - van consumenten tot beleidsmakers en industrieën - en de institutionele structuur kan alles omvatten van banken tot overheden. Dergelijke modellen gaan niet uit van de aanname dat de economie naar een vooraf bepaalde evenwichtstoestand toegaat, zoals andere modellen doen. In plaats daarvan, handelt elke agent volgens zijn huidige situatie en volgens de regels die haar gedrag bepalen, op elk willekeurig moment in de tijd. De computer houdt de vele agentinteracties bij, om te zien wat er gebeurt op elk tijdstip. Dergelijke simulaties kunnen een veel breder scala van niet-lineair gedrag simuleren dan conventionele evenwichtsmodellen. Beleidsmakers kunnen op deze manier een kunstmatige economie simuleren, rekening houdend met verschillende beleidsscenario's en kwantitatief onderzoeken wat de gevolgen zijn [25].

Toepassing van agent-based modelling in de wetenschappelijke literatuur voor de evaluatie van activiteiten in de diepe ondergrond.



Figuur 7. Aantal wetenschappelijke publicaties per jaar. De aantallen wijzen op het aantal publicaties waarin de topics 'geothermal, CCS, coal' aan bod komen, gecombineerd met 'agent based modelling'. De query links zijn terug te vinden in appendix.

4.8 TOEPASSING VAN DE BESPROKEN METHODES IN KADER VAN DE OVERHEIDSOPDRACHT

De afgelopen 15 jaar werd er aan de Belgisch Geologische Dienst en de UAntwerpen expertise opgebouwd met betrekking tot de ontwikkeling van techno-economische evaluatiemodellen en reële optie analyse modellen. Gegeven deze expertise zal er in kader van deze overheidsopdracht de techno-economische analyse en de reële optie analyse toegepast worden. De techno-economische analyse zal inzicht geven in de economische haalbaarheid van verschillende mogelijke (combinaties van) toepassingen in de diepe ondergrond. Door geologische parameters te integreren in economische kosten- en opbrengstenfuncties, wordt er inzicht verkregen in hoe de geologische

pagina 30 van 71

5 METHODES VOOR BEPALING MILIEU-IMPACT

Hoofdstuk 5 bespreekt methodes om de milieudimensie van duurzaamheid te evalueren. Net zoals voor de bepaling van economische impact, bestaat er voor de bepaling van milieu-impact een veelheid aan methodes. Hier wordt een overzicht gegeven van veelgebruikte methodes in de wetenschappelijke literatuur. Elk van deze methodes heeft haar eigen waarden en beperkingen. Er wordt gefocust op de levenscyclusanalyse omdat deze ook toegepast zal worden in kader van deze opdracht. Daarnaast worden ook exergieanalyse, milieurisicoanalyse, milieu-impactanalyse, en de ecosysteemdienstbenadering besproken. Per methode wordt een beperkte opzoeking in de Web of Science (WoS) databank gedaan om te bekijken in welke mate dat methode gecombineerd wordt met de onderwerpen 'diepe geothermie', 'opslag van CO₂' en 'steenkool'. Deze figuren geven een eerste beeld van de mate waarin de methode toegepast wordt. Daarbij valt het op dat 'steenkool' vaak aan bod komt in de gevonden publicaties. Opmerking hierbij is dat in deze gevallen de publicaties veelal gaan om evaluaties van andere technologieën dan steenkoolwinning maar waarbij steenkool als referentie gebruikt wordt. Een meer uitgebreide literatuurstudie zou nuttig zijn om inzicht te geven in de toepassing van de methode en de bijhorende resultaten, maar valt buiten de scope van deze opdracht.

5.1 MILIEU LEVENSCYCLUSANALYSE

Een milieu-levenscyclusanalyse (LCA) is een methode die prospectief kan worden gebruikt om de milieu-impact van een technologie, product of een proces te beoordelen, rekening houdend met de volledige levenscyclus ervan, d.w.z. van de verwerving van grondstoffen via productie- en gebruiksfases tot afvalbeheer. Hoewel er in de jaren zestig al LCA-onderzoeken werden uitgevoerd, startte SETAC in 1990 het standaardisatieproces dat leidde tot de bekende ISO 14040 + 44-reeks. Volgens deze standaarden bestaat een LCA uit vier stappen [26]:

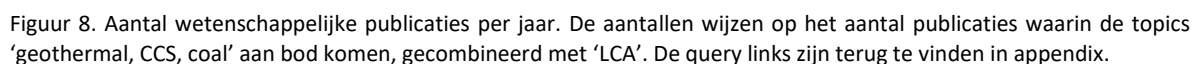
Stap 1. Definitie van doel en reikwijdte. Het doel van de beoordeling wordt vastgesteld en er worden beslissingen genomen over de details van het onderzochte productsysteem. Items die in de doel- en reikwijdte-definitiefase moeten worden gedefinieerd, zijn onder meer de functionele eenheid, systeemgrenzen, specificiteit van de gegevens (d.w.z. voorgrond- of achtergrondgegevens), eventuele uitsluiting van levenscyclusfasen of inputs, en de selectie van impactindicatoren en karakterisatiefactoren.

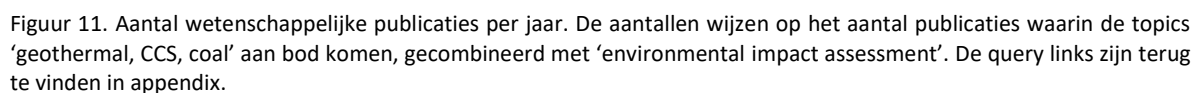
Stap 2. Levenscyclusinventarisatie (Life Cycle Inventory - LCI). Er wordt voor het gedefinieerde productsysteem een inventarisatie gemaakt van de stromen van en naar de natuurlijke omgeving. Deze stromen omvatten de aanvoer van water, energie en grondstoffen en de uitstoot naar lucht, land en water. Vergelijkbaar met een TEA zal een processtroommodel van het technische systeem worden geconstrueerd met behulp van gegevens over inputs en outputs. Het stroommodel wordt geïllustreerd met een stroomschema waarin de te beoordelen activiteiten zijn opgenomen en een duidelijk beeld wordt gegeven van de technische systeemgrenzen. Van alle activiteiten binnen de systeemgrens worden de input- en outputgegevens verzameld die nodig zijn voor de opbouw van het evaluatiemodel.

Stap 3. Levenscyclus impactbeoordeling (Life Cycle Impact Assessment – LCIA). De levenscyclus impactbeoordeling is de fase van een LCA waarin de evaluatie gemaakt wordt van de potentiële milieueffecten die voortkomen uit de elementaire stromen (milieubronnen en lozingen) opgenomen in de levenscyclusinventaris. Eerst worden de relevante impactcategorieën geselecteerd en worden de elementaire stromen van de LCI toegewezen aan de impactcategorieën. Ten tweede vindt de

Stap 4. Interpretatie van de resultaten, inclusief hotspotanalyse en gevoeligheidsanalyse. De resultaten van een LCA worden geïnterpreteerd op basis van een hotspotanalyse. In een hotspotanalyse worden er contributiediagrammen gemaakt om de relatieve bijdrage van elke levenscyclusfase of proces aan de totale milieu-impact te berekenen. Ten tweede kunnen inputparameters die nodig zijn om de productieketen te beschrijven onzeker zijn door vb. temporele variabiliteit of ontbrekende data over de werkelijke waarde van invoergegevens. Onzekerheid in de invoerparameters zorgt voor onzekerheid in de uitkomst van een LCA. Het analyseren van deze onzekerheid kan door middel van een gevoeligheidsanalyse en kan helpen om meer inzicht te krijgen in de robuustheid van het resultaat en om dataverzameling te prioriteren. Er kan een lokale gevoeligheidsanalyse uitgevoerd worden om het effect te bepalen van een (kleine) verandering in één van de inputparameters of een globale gevoeligheidsanalyse om te bepalen hoeveel elke inputparameter bijdraagt aan de outputonzekerheid.

Toepassing van milieulevenscyclusanalyse in de wetenschappelijke literatuur voor de evaluatie van activiteiten in de diepe ondergrond

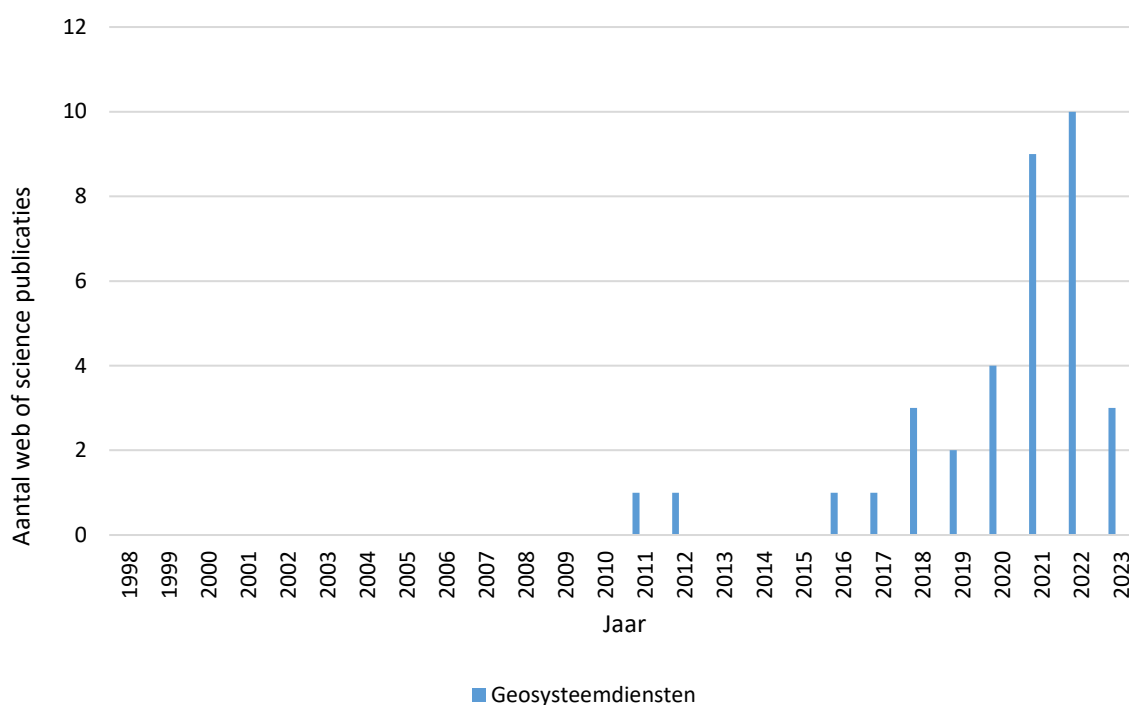




De ecosysteemdiensten benadering is ontworpen met de bedoeling beter te begrijpen wat ecosystemen zijn, hun functies, hoe we als mens deze functies waarderen en hoe ze bijdragen aan het welzijn van de mens [30]. Er zijn verschillende raamwerken ontworpen om de links en interacties tussen ecosystemen, ecosysteefuncties en welzijn te verhelderen [33, 34]. Ook onderzoekt de ecosysteemdiensten benadering oorzaak-gevolgrelaties. Er wordt dan uitgegaan van een menselijke activiteit of interventie die de biofysische structuur en processen van het ecosysteem verandert. Dit zal op zijn beurt veranderingen teweegbrengen in de functies van het ecosysteem en dus ook de diensten die door het ecosysteem geleverd worden. Daardoor zal een verandering in het ecosysteem ook impact hebben op het welzijn van de mens. Het eindpunt van een ecosysteemdienst benadering is de waarde van de ecosysteemdienst. Deze waarde bepaalt de mate waarin een specifieke ecosysteemdienst of meerdere diensten beschermd dienen te worden. Deze waarde kan uitgedrukt worden in zowel een monetaire als niet-monetaire termen.

Ook geologische hulpbronnen vormen onderdeel van ecosystemen, maar zijn vaak onderbelicht. Meer recent zijn er daarom voorstellen gedaan om, analoog aan ecosystemen, ook een evaluatiekader te creëren voor geosystemen en geosysteemdiensten om te begrijpen hoe waardevol deze diensten zijn voor het welzijn van de mens [35]. Huidig onderzoek belicht voorlopig vooral geologische systemen en geosysteemdiensten die bovengronds zichtbaar zijn. De waardering en bescherming van geodiversiteit wordt daarbij centraal gesteld [36]. Door de waarde van geosystemen inzichtelijk te maken, kan er verder onderzocht worden hoe de ondergrond op een duurzame manier te beheren [37].

Toepassing van de geosysteemdienstbenadering in de wetenschappelijke literatuur



Figuur 12. Aantal wetenschappelijke publicaties per jaar. De aantallen wijzen op het aantal publicaties waarin de topic 'geosystem services' aan bod komt. De query links zijn terug te vinden in appendix.

5.6 TOEPASSING VAN DE BESPROKEN METHODES IN KADER VAN DE OVERHEIDSOPDRACHT

Gegeven de expertise van de Belgisch Geologische Dienst en de UAntwerpen zal i het kader van deze opdracht de milieulevenscyclusanalyse toegepast worden. De afbakening van de analyse en de graad van detail hangen af van de beschikbaarheid van de nodige inputgegevens. Bedoeling is om een eerste idee van grootteorde te bekomen aangaande de milieu-impact (impact op CO₂-uitstoot) van de activiteiten die onderzocht worden. Voor activiteiten waarvan de milieu-impact niet gekwantificeerd kan worden, zal er een kwalitatieve beschrijving opgemaakt worden. Daarbij wordt een onderscheid gemaakt tussen korte en lange termijn impact, zowel op niveau van individuele activiteiten als de ontwikkeling van de ondergrond bij verschillende beleidsscenario's in het algemeen. De resultaten van de milieu-impactanalyse kunnen geraadpleegd worden in hoofdstuk 3 van deelrapport D7. De toepassing van de andere methodes maken geen deel uit van het vervolg van deze opdracht maar latere studies kunnen verder bouwen op de behaalde resultaten en bijkomende inzichten opleveren met betrekking tot de verwachte milieu-impact.

6 METHODES VOOR BEPALING SOCIALE IMPACT

In dit hoofdstuk wordt gekeken naar methodes om de sociale dimensie van duurzaamheid te evalueren. Sociale impact wordt in de literatuur [38-42] breed begrepen en omvat effecten op:

- levensstandaard (economische en fiscale gevolgen,...) en manier van leven (wonen, werk, vrije tijd, sociale interacties, demografie, migratie, ...);
- tastbare en niet-tastbare culturele elementen (cultureel erfgoed, gewoonten, taal, ...) en normen en waarden;
- sociale cohesie, mensenrechten en gemeenschapsvoorzieningen
- (publieke) infrastructuur en toegang tot noodzakelijke grondstoffen;
- politieke en bestuurlijke systemen (toegang tot informatie, inclusiviteit van besluitvorming, ...);
- gezondheid en welzijn (zowel fysiek als mentaal).

Het in kaart brengen van de mogelijke sociale impact van activiteiten in de diepe ondergrond is daarmee complex, maar daarom niet noodzakelijk complexer dan het geval is voor geologische, economische of milieu-impact. Wel is het bepalen van een directe link tussen bepaalde activiteiten en sociale effecten gekenmerkt door grote onzekerheid en bijzonder moeilijk te modeleren. Bovendien is er een zekere mate van verwevenheid, op zijn minst met economische, maar ook met milieu-impact. Dat blijkt duidelijk uit bovenstaande lijst van mogelijke sociale impactdomeinen, maar zagen we ook reeds in vorige hoofdstukken. Zowel bij de milieurisicoanalyse, als de milieu-impactanalyse wordt nadrukkelijk gekeken naar gezondheidseffecten voor de mens. Ook dat is een vorm van sociale impact. Binnen het denkkader van de ecosysteemdiensten wordt dan weer vaker de link gelegd met welzijn. Zoals in hoofdstuk 4 aangegeven, wordt de socio-economische impact meegenomen in de reële optie-analyse en ook uitdrukkelijk in de (maatschappelijke) kosten-batenanalyse. Bij die laatste gaat het dan wel uitdrukkelijk om impact die kan worden uitgedrukt in monetaire termen en waaraan zo eenduidig mogelijk een geldwaarde kan worden toegekend. Dat is echter niet altijd vanzelfsprekend. Aandacht voor maatschappelijke onzekerheid, alsook beleids- en impactonzekerheid bij reële optie analyse (ROA) kan net daarop inspelen, zij het dat ROA daarbij in hoofdzaak het procesmatige belicht: afhankelijkheid van wet- en regelgeving of beleidsbeslissingen in andere, beïnvloedende domeinen zoals fiscaliteit, publieke perceptie en steun (of gebrek eraan) van relevante actoren.

Ook in wat volgt, wordt stilgestaan bij deze twee insteken om sociale impact te benaderen:

- het peilen naar wezenlijke effecten (op gezondheid, inkomen en werkgelegenheid, huisvesting, welbevinden), en
- aandacht voor percepties en het waken over procesmatige aspecten (belevingsaspecten, organisatie van besluitvorming, ...).

Sommige methodieken zetten meer in op de eerste benadering, andere dan weer meer op de tweede. Al dient benadrukt dat er tussen beide ook overlap en raakvlakken waar te nemen vallen.

Een ander onderscheid is een focus op de activiteit, het opgeleverde product, de organisatie verantwoordelijk voor de activiteit/productie, dan wel de betrokken gemeenschap. Wat die laatste betreft zien we een sterke nadruk op het lokale niveau (direct gelinkt aan de activiteit), vaak als potentieel contrasterend met een hoger algemeen belang, veelal gelinkt aan een institutioneel (regionaal of nationaal) beslissingsniveau. Occasioneel wordt getracht een nog breder, globaal perspectief te hanteren, wat vooral tot uiting komt bij sociale levenscyclusanalyse.

6.1 METHODEN GERICHT OP HET METEN VAN SOCIALE EFFECTEN

6.1.1 Social Impact Assessment (SIA)

Sociale impact beoordeling (*social impact assessment*) is de term die veruit het meest gehanteerd wordt. Specifiek toegepast op het gebruik van de ondergrond (steenkool, diepe geothermie of geologische opslag van CO₂) werden via Web of Science (Wos) voor de periode 1998 – 2024 slechts enkele publicaties gevonden met de zoekterm “social impact assessment”, één met de zoekterm “societal impact assessment”, maar niets voor “social impact analysis”. De database Science Direct (gelinkt aan Elsevier uitgeverij die naast journal articles ook bijdragen in encyclopedieën en boekhoofdstukken bevat), leverde een breder pallet op, zoals blijkt uit Tabel 1.

Omwille van de overduidelijke dominantie van de term social impact assessment (SIA) in de wetenschappelijke literatuur, leggen we de focus in dit rapport op deze specifieke benadering. Enerzijds kan SIA gezien worden als een overkoepelende term die duidt op het proces van “onderzoek, planning en beheer van sociale verandering of gevolgen (positieve en negatieve, bedoelde en onbedoelde) die voortvloeien uit beleid, plannen, ontwikkelingen en projecten” [43]. Een gangbare definitie voor SIA, van toepassing op alle drie hierboven vermelde varianten, is deze van Becker ([39]: 311): “*the process of identifying the future consequences of a current or proposed*

action which are related to individuals, organizations and social macro-systems". Aandacht voor impact op zowel individuen (micro niveau), organisaties en sociale netwerken – bv. lokale gemeenschappen – (meso niveau), als nationale en internationale sociale systemen (macro niveau), is essentieel om na te gaan hoe (maatschappelijke) kosten en baten verdeeld zijn over verschillende betrokken actoren en doorheen de tijd. Analyses op micro niveau handelen niet zozeer over specifieke individuen, dan wel over types individuen binnen de betrokken gemeenschap die op basis van bepaalde kenmerken (bv. in functie van socio-demografische of socio-economische factoren) mogelijks op een andere manier impact kunnen ondervinden dan anderen in hun omgeving. Op die manier wordt getracht de kwaliteit van de impact van een bepaalde activiteit of beleidsmaatregel op verschillende groepen in te schatten [44].

Anderzijds wordt de term ook gelinkt aan een specifieke methodologie, waarrond een community van onderzoekers en ‘practitioners’ werd opgebouwd: the [SIA-Hub](#). Deze methodiek werd opgepikt en mee in de kijker gezet door andere organisaties, zoals de International Association for Impact Assessment ([IAIA](#)), het International Institute for Sustainable Development (IISD) (www.iisd.org) en het United Nations Environment Programme (UNEP) (bv.[45]). Ook de Inter American Development Bank (bv.[46]) en de International Finance Corporation (IFC) (bv.[47]) publiceerden richtlijnen, principes en methodieken voor SIA- praktijken.

Sociale impact beoordeling wordt binnen deze school niet zozeer gezien als een instrument om een beslissing voor of tegen een specifiek plan of project te bewerkstelligen, maar wel om ervoor te zorgen dat plannen en projecten zich rekenschap geven van mogelijke sociale effecten en die trachten te beheersen, met een sterke nadruk op het optimaliseren van de situatie voor getroffen (lokale) gemeenschappen. Een belangrijke kanttekening die dient te worden gemaakt, is dat er telkens een wisselwerking is tussen een activiteit (boven- of ondergrondse infrastructuurwerken, bedrijfsactiviteit, ...) en de samenleving. Beide kunnen elkaar op zeer uiteenlopende manieren beïnvloeden. Kvam (2018) stelt daarom uitdrukkelijk voor om zowel maatschappelijke risico's van het project, als risico's voor het project mee te nemen in een SIA bij de planning en implementatie van projecten.

Het in kaart brengen van de maatschappelijke context, met inbegrip van een analyse van de juridische context en van de betrokken actoren en hun onderlinge verhoudingen (stakeholder mapping), wordt doorgaans als eerste stap in een SIA-procedure geduid. Een degelijk begrip van het maatschappelijk systeem waarbinnen een nieuwe actie of activiteit wordt gepland is immers cruciaal voor het inschatten van mogelijke impact (Becker 2001). Over welke mogelijke impact en op welke manier te bekijken, bestaat nog weinig eensgezindheid in de literatuur, al lijkt een meerderheid van de auteurs doordrongen van de context-afhankelijkheid van beide, zowel in functie van de maatschappelijke context, als de aard van de geplande actie. Vele SIA-benaderingen incorporeren geïntegreerde methodes zoals beschreven in hoofdstuk 7 en met name de multicriteria-analyse (sectie 7.5) in hun aanpak. Naast het in kaart brengen en inschatten van mogelijke maatschappelijke voordelen en sociale risico's (bv. relatief kortstondige influx van grote aantallen tijdelijke arbeidskrachten in de constructiefase van een groot infrastructuurproject), wordt gewezen op de noodzaak van een toekomstanalyse, om rekening te houden met (voorspelbare) trends. Stakeholders betrekken bij het identificeren van mogelijke impact, gerelateerde indicatoren en toekomstscenario's, alsook bij de verdere analyse daarvan wordt ondertussen beschouwd als een integraal onderdeel van SIA. Dit om de bezorgdheden, percepties en waarden van alle betrokkenen mee in overweging te nemen [46, 48, 49]. Afhankelijk van de context kunnen daarvoor diverse methodieken worden ingezet. In sectie 6.2 gaan we op twee daarvan kort in bij wijze van voorbeeld.

6.1.2 Sociale levenscyclusanalyse (S-LCA)

Het grootste verschil in benadering tussen SIA (in zijn diverse varianten) en de sociale levenscyclusanalyse (S-LCA), is dat deze laatste niet vertrekt vanuit de activiteit, maar vanuit het product of geleverde dienst. S-LCA is dan ook een variant op de milieu levenscyclusanalyse (LCA), zoals besproken in sectie 5.1, met focus op sociale repercussies en implicaties [50, 51].

Naar analogie met het ISO 14040 raamwerk voor LCA, stelde het Life Cycle Initiative, onder auspiciën van het VN Milieuprogramma, richtlijnen op voor S-LCA. Dit gebeurde voor het eerst in 2009. De laatste editie dateert van 2020. Een S-LCA kan volgens deze conceptualisering als een op zichzelf staande tool gebruikt worden, of in combinatie met een LCA of levenscycluskostenberekening (LCC - zie sectie 4.2). Volgens de UNEP-richtlijnen, is een S-LCA een iteratieve methodologie die dezelfde vier fasen doorloopt als een LCA: (1) definitie van doel en reikwijdte, (2) sociale levenscyclusinventarisatie (*Social Life Cycle Inventory* – S-LCI), sociale levenscyclus impactbeoordeling (*Social Life Cycle Impact Assessment* – S-LCIA) en (4) interpretatie van de resultaten [52].

Als basis voor de inventarisatie en impactbeoordeling worden binnen een S-LCA impactcategorieën en subcategorieën gedefinieerd in functie van een aantal stakeholdercategorieën. In het UNEP-raamwerk zijn dat er vijf: werknemers, consumenten, de lokale gemeenschap, de samenleving en actoren binnen de waardeketen. Als belangrijkste regel wordt vooropgesteld dat alle relevante stakeholders dienen te worden meegenomen. Dit betekent dat naargelang de situatie ook bijkomende categorieën kunnen worden gedefinieerd, of de voorgestelde categorieën verder kunnen worden uitgesplitst. Relevantie wordt afgewogen op basis van drie criteria: impact, legitimiteit en verscheidenheid¹. Voor elk van deze stakeholdergroepen worden mogelijke sociale impactcategorieën (zowel negatief als positief van aard) opgelijst en verder uitgesplitst in subcategorieën. Zo kan bijvoorbeeld voor werknemers ‘rechtvaardige werkomstandigheden’ een impactcategorie zijn, waaronder ‘illegale tewerkstelling’ en ‘oneerlijke behandeling van seizoenarbeiders’ mogelijke subcategorieën zijn (vrij naar: De Luca et al. 2015). Voor elk van deze subcategorieën worden vervolgens indicatoren opgesteld. In de UNEP-richtlijnen worden enkele basis impactcategorieën (en subcategorieën) aangereikt als niet-exhaustief voorbeeld, zoals: mensenrechten, werkomstandigheden, cultureel erfgoed, governance en socio-economische gevolgen. Indicatoren kunnen kwantitatief, semi-kwantitatief of kwalitatief zijn (UNEP, 2020).

Voor het bepalen van de mogelijke sociale impact wordt vaak een sociale risico-analyse (het inschatten van de probabiliteit van negatieve sociale effecten op stakeholders van de geplande activiteit) als methodiek gehanteerd. Vervolgens worden op die basis de sociale voetafdruk van die activiteit bepaald, alsook “*social hotspots*” (fysieke locaties of specifieke activiteiten binnen de levenscyclus waar de kans het grootst is dat een sociale impact zich voordoet) en de “*social handprint*” (mogelijkheden om een positieve verandering te creëren op maatschappelijk vlak). Die laatste is vooral aan de orde wanneer S-LCA gebruikt wordt voor het inschatten van de impact van een organisatie en mogelijke veranderingen qua beleid in het kader van maatschappelijk verantwoord ondernemen (UNEP, 2020).

Eens de data-inventarisatie is gebeurd, kan geopteerd worden voor twee verschillende methodieken om impact te beoordelen (UNEP, 2020):

- De “*Impact Pathway Approach*” legt de nadruk op de gevolgen van een product- of dienstensysteem en beoogt de mogelijke sociale impact te bepalen op basis van causale of

¹ De UNEP richtlijn spreekt van “*completeness*”, maar definieert dit als “*including stakeholders with different social representations and attributes*” (UNEP, 2020: 51). Daar ook erkend wordt dat weinig studies erin slagen exhaustief alle mogelijke stakeholders in rekening te nemen of te betrekken, verkiezen wij de term *verscheidenheid*.

- De “*Reference Scale Approach*” tracht de sociale prestaties van een product- of dienstensysteem in te schatten. Het beoordeelt de sociale prestaties van activiteiten van organisaties in het systeem op basis van specifieke referentiepunten van verwachte activiteit. Deze methode is meer gericht op korte termijn veranderingstrajecten binnen een organisatie. De referentieschaalbenadering legt immers zelden verband tussen de activiteit en de effecten op langere termijn. Wel wordt op basis van beschikbare informatie een schatting gemaakt van de waarschijnlijke omvang en betekenis van potentiële sociale effecten verderop in de keten.

Net als bij de SIA, wordt ook voor de S-LCA een participatieve aanpak vooropgesteld doorheen het proces: met het oog op het identificeren van relevante stakeholdergoepen, impactcategorieën en indicatoren, maar ook bij het afwegen van het relatieve belang van verschillende impact-(sub)categorieën. In de UNEP-richtlijn wordt het werken met focusgroepen als goede praktijk voorgesteld.

Onderstaande Tabel 2 geeft een overzicht van wetenschappelijke publicaties waarin S-LCA wordt toegepast op activiteiten in de diepe ondergrond. Opnieuw is de oogst in WoS nog vrij beperkt en van recente datum (2014 als vroegste publicatiedatum). De Science Direct catalogus telt een breder spectrum, maar hiertussen valt vooral ook een groot aandeel reviewpapers (ongeveer 20% voor de drie types activiteiten). Goed de helft van de S-LCA papers over steenkoolontginning en geothermie zijn onderzoeksartikels; voor CCUS is dat 30%. Publicaties over S-LCA in relatie tot steenkoolontginning en geothermie zijn er sinds 2012. Voor geothermie zien we een gestage toename in hun aantal sinds 2016 en een sterke stijging (17 publicaties) in 2024. Voor steenkoolontginning valt een sterke toename op vanaf 2018, met jaarlijks 9 tot 20 publicaties. De eerste publicaties over S-LCA voor CCUS verschenen in 2014, hun aantal steeg gestaag sinds 2017, met een boom in 2024 (17 publicaties).

		Research Article	Review Article	Publication range
WoS	Coal	0	0	-
	Geothermal	1	0	2024
	CCUS	3	0	2013, 2015, 2023
Science Direct	Coal	17	3	2007 - 2024
	Geothermal	8	2	2019 - 2024
	CCUS	12	2	2008 - 2024

Tabel 3 Overzicht van aantal publicaties in Web of Science en Science Direct die handelen over de toepassing van de Q-methodologie in relatie tot activiteiten in de diepe ondergrond.

6.2.2 Living labs als voorbeeld van een pluralistische evaluatievorm

Hoewel het eerder om een geïntegreerde methode gaat, bespreken we de living labs omwille van hun participatieve aanpak onder deze rubriek. Living labs beogen onderzoek, innovatie en maatschappelijke verandering samen te doen sporen, met het oog op duurzaamheidstransities. Ze zijn vandaag in trek in het kader van onder meer energievoorziening, ruimtelijke planning, mobiliteit, voedsel- en landbouwbeleid en circulaire economie. In Vlaanderen zet het Instituut voor Landbouw en Visserij (ILVO) sterk in op deze methodiek² en ook het Vlaams Agentschap Innoveren en Ondernemen (VLAIO) voorzag de laatste jaren in specifieke subsidies voor projecten gestoeld op het principe van de Living Labs³.

Het *European Network of Living Labs* (ENoLL) fungeert sinds November 2006 als koepelorganisatie om de methodiek in Europa, maar ook daarbuiten, verder uit te rollen en uit te bouwen, onder meer door het toekennen van een kwaliteitslabel. Het ENoLL definieert Living labs als: *“open innovation ecosystems in real-life environments based on a systematic user co-creation approach that integrates research and innovation activities in communities and/or multi-stakeholder environments, placing citizens and/or end-users at the centre of the innovation process”*⁴.

Living labs kennen vele verschijningsvormen en komen zowel in fysieke als virtuele vorm voor, maar daarbij wordt telkens wel de reële (real-life) omgeving als uitgangspunt genomen (bv. een landbouwbedrijf, woningcoöperatie, gemeente, ...). Het zijn ‘ecosystemen’ voor publiek-private partnerschappen waar diverse stakeholders (onderzoekers, dienstverleners, relevante institutionele actoren, technologieleveranciers, professionele of private eindgebruikers, ...) elkaar ontmoeten voor co-creatie. Het doel is het creëren van prototypes, het valideren en testen van nieuwe technologieën of producten, maar ook diensten en organisatievormen (ILVO; [58]).

Het betrekken van “gebruikers” is een cruciaal element in de Living labs aanpak en slaat zowel op directe gebruikers zoals consumenten of afnemers in een business-to-business context, als op individuen en publieke of private entiteiten die op diverse manieren baat kunnen hebben bij het resultaat [59, 60]. Fundamenteel is het betrekken van gebruikers met uiteenlopende kennis en ervaring [61].

Naast een actieve betrokkenheid van diverse stakeholders, zet de Living labs aanpak ook in op een multi-methode benadering door tools uit verschillende wetenschappelijke disciplines te combineren in het co-creatie proces. Zo kunnen binnen de context van een Living lab menselijk gedrag en

² <https://ilvo.vlaanderen.be/nl/living-labs#living-labs>

³ <https://www.vlaio.be/nl/subsidies-financiering/living-labs-circulaire-economie>

⁴ <https://enoll.org/living-labs/>

pagina 46 van 71

7 GEÏNTEGREERDE METHODES VOOR IMPACTBEPALING

Hoofdstuk 7 bespreekt hoe methodes en resultaten geïntegreerd kunnen worden om verschillende dimensies van duurzaamheid gelijktijdig te beoordelen. Hier wordt een overzicht gegeven van veelgebruikte methodes in de wetenschappelijke literatuur. Per methode wordt een beperkte opzoeking in de Web of Science (WoS) databank gedaan om te bekijken in welke mate dat methode gecombineerd wordt met de onderwerpen 'diepe geothermie', 'opslag van CO₂' en 'steenkool'. Deze figuren geven een eerste beeld van de mate waarin de methode toegepast wordt. Daarbij valt het op dat 'steenkool' vaak aan bod komt in de gevonden publicaties. Opmerking hierbij is dat in deze gevallen de evaluaties veelal gaan om evaluaties van andere technologieën dan steenkoolwinning maar waarbij steenkool als referentie gebruikt wordt. Een meer uitgebreide literatuurstudie zou nuttig zijn om inzicht te geven in de toepassing van de methode en de bijhorende resultaten, maar valt buiten de scope van deze opdracht.

7.1 RAAMWERK VAN PRINCIPES, RANDVOORWAARDEN EN INDICATOREN

Duurzame ontwikkeling en de definitie van indicatoren om de vooruitgang op weg naar duurzaamheid te beoordelen zijn prioriteit geworden in wetenschappelijk onderzoek en op beleidsagenda's. Duurzaamheidsbeoordelingen zijn hulpmiddelen om beleidsmakers te helpen beslissen welke acties ze moeten ondernemen (of niet) om de samenleving duurzamer te maken. Om te voorkomen dat duurzaamheid wordt gereduceerd tot een afweging van afzonderlijke milieu, sociale en economische factoren en om te voorkomen dat er factoren worden weggelaten, zou men een op principes gebaseerde benadering van duurzaamheidsbeoordelingen moeten hanteren. Verder zouden duurzaamheidsbeoordelingen zich niet moeten richten op het minimaliseren van negatieve effecten, maar op het definiëren van de duurzaamheidsvoorwaarden waaraan een project moet voldoen [63]. Van Cauwenbergh et al. [64] stellen daarom een consistent en uitgebreid raamwerk voor van principes, criteria en indicatoren (PC&I) voor de beoordeling van de duurzaamheid. Zij hebben dit kader uitgewerkt voor landbouwsystemen omwille van het multifunctionele karakter. Dit raamwerk kan toegepast worden op verschillende niveaus: het perceelsniveau, het bedrijfsniveau en een hoger ruimtelijk niveau dat het landschap, de regio of de staat kan zijn. Principes zijn de fundamentele regels waaraan moet worden voldaan om als duurzaam te worden beschouwd. Principes worden geformuleerd als een gebod. Op die manier definiëren de principes duurzaamheid. Elk principe kan meerdere criteria bevatten. Deze criteria zijn de voorwaarden waaraan voldaan moet worden om te voldoen aan het principe waarmee ze verbonden zijn. De criteria worden geformuleerd om een oordeel mogelijk te maken. Elk criterium kan meerdere indicatoren bevatten. Indicatoren zijn de meetbare variabelen die het mogelijk maken om te beoordelen of al dan niet aan een bepaald criterium of randvoorwaarde wordt voldaan. Indicatoren kunnen kwantitatief, kwalitatief, continu of discreet zijn. Over het algemeen gaat de definitie van indicatoren gepaard met de definitie van een norm/drempel die een grens stelt tussen naleving en niet-naleving van een criterium, en de definitie van een methode, tool of instrument dat wordt gebruikt om de indicator te meten. Het analytische kader is niet bedoeld om een gemeenschappelijke oplossing te vinden voor duurzaamheid als geheel, maar om te dienen als een beoordelingsinstrument voor de identificatie, ontwikkeling en evaluatie van productiesystemen, technieken, en beleid. Een dergelijk raamwerk is breed toepasbaar. Het werd toegepast voor de beoordeling van biodiesel [65, 66] en kan ook toegepast worden om een evaluatieraamwerk te

creëren voor toepassingen in de diepe ondergrond, zowel op niveau van de toepassing, als op niveau van een geologisch volume, of op niveau van een regio [37].

Bestaande indicatorenraamwerken, ontwikkeld om de duurzaamheid van het gebruik van geologische hulpbronnen te beoordelen, richten zich eerder op de technologie die wordt toegepast en niet op de hulpbron zelf. Met betrekking tot de winning van geothermische energie hebben Shortall et al. [67] 10 duurzaamheidsdoelen gedefinieerd en 20 kern- en 18 optionele duurzaamheidsindicatoren vastgesteld om de duurzaamheid te meten en te controleren. Terwijl hydrogeologische indicatoren de meerderheid van de milieu-indicatoren vormen bij het meten van de duurzaamheid van grondwatergebruik en -beheer [68] bevat het beoordelingskader voorgesteld door Shortall et al. [67] geen (hydro)geologische indicatoren. Negen van de 10 duurzaamheidsdoelen hebben betrekking op economische, bovengrondse milieu- en sociale aspecten. Alleen het doel 'hernieuwbaarheid' richt zich op de geologische bron zelf, wat te beperkend lijkt voor de bescherming van deze bron.

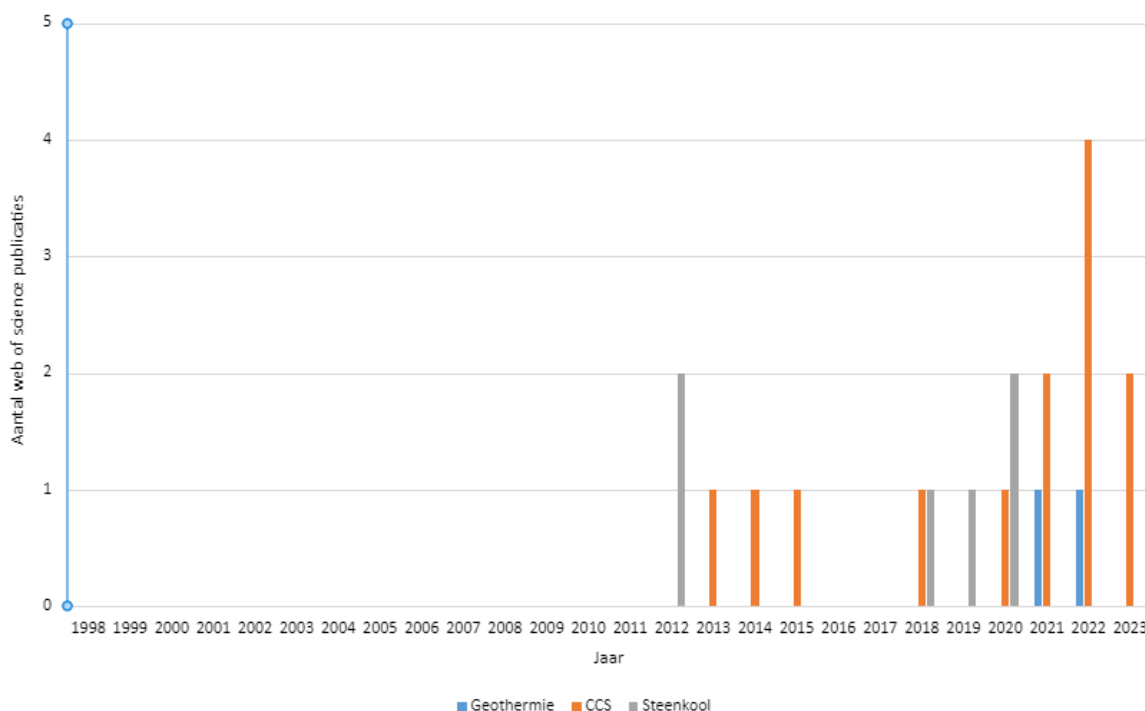
Duurzaamheidsbeoordelingen van CO₂-afvang en -opslag [69] en bio-energieproductie met CO₂-afvang en -opslag [70] hebben eveneens de neiging om hydrogeologische indicatoren in de evaluatie te verwaarlozen. Een recente duurzaamheidsbeoordeling voor de selectie van een ondergrondse waterstofopslaglocatie bevat wel 'technische' (hydro)geologische criteria [71]. Deze criteria worden echter alleen gebruikt om de technische 'haalbaarheid' van de locatie voor de opslag van waterstof te beoordelen. De (hydro)geologische criteria zijn niet gedefinieerd om de 'duurzaamheidseffecten' te beoordelen. Voor het beheer van grondwaterbronnen zijn duurzaamheidsindicatoren goed ontwikkeld, getest en geëvalueerd, maar indicatoren om de ondergrond als geheel duurzaam te beheren, rekening houdend met het multifunctionele gebruik ervan en die verder reiken dan de levensduur van een enkele activiteit, ontbreken.

Een op principes gebaseerd indicatorenkader voor het duurzame beheer van de ondergrond kan informatie verschaffen over de toestand van de geologische hulpbron en de bijbehorende milieu- en sociaaleconomische processen, helpen om beleidsplannen en -acties te evalueren, trends in het functioneren van het systeem zichtbaar te maken of scenario's voor het beheer van de ondergrond te beoordelen om beter te begrijpen hoe goed elk alternatief naar een gewenste toestand toewerkt. Uitgaande van de lessen die zijn getrokken uit de ontwikkeling van indicatorenkaders voor grondwaterbeheer [72] zullen de belangrijkste uitdagingen bestaan uit (i) standaardisatie van de duurzaamheidsprincipes, (ii) het identificeren van noemers die in zoveel mogelijk gevallen gemeenschappelijk zijn om vergelijkingen mogelijk te maken, (iii) het in aanmerking nemen van verschillen in lokale, regionale en mondiale schaal, en (iv) het bepalen van welke indicatorwaarde het beste of als meest duurzaam beschouwd zou kunnen worden (de streefwaarde).

Toepassing van indicatorenraamwerken in de wetenschappelijke literatuur voor de duurzaamheidsevaluatie van activiteiten in de diepe ondergrond

pagina 50 van 71

Toepassing van geïntegreerde TEA en LCA methodes in de wetenschappelijke literatuur voor de evaluatie van activiteiten in de diepe ondergrond

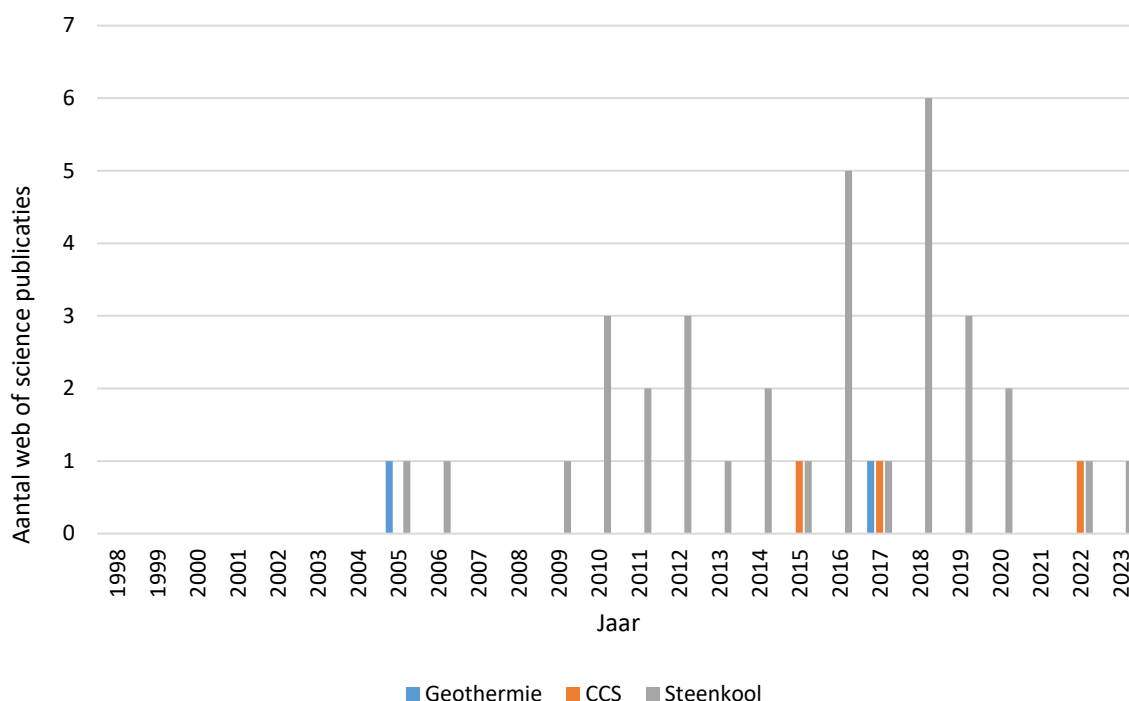


Figuur 15. Aantal wetenschappelijke publicaties per jaar. De aantallen wijzen op het aantal publicaties waarin de topics 'geothermal, CCS, coal' aan bod komen, gecombineerd met 'LCA' en 'TEA'. De query links zijn terug te vinden in appendix.

7.3 EXERGO-ECONOMISCHE ANALYSE

Exergo-economische evaluaties, ook wel thermo-economische evaluaties genoemd, worden ontwikkeld omdat thermische modelleringen alleen geen universeel criterium bieden voor het beoordelen en optimaliseren van een energiesysteem, aangezien deze laatste geen rekening houden met de bijbehorende kosten van energie- en exergie-uitwisselingen binnen een voorgesteld energiesysteem. Exergo-economische evaluaties zijn ontwikkeld vanuit het idee dat de meest rationele basis voor het toewijzen van kosten van de materiaal- en energiestroom binnen een energiesysteem exergieën zijn die via deze stromen worden overgedragen. Aangezien deze methodologie voortkomt uit een combinatie van exergie- en economische analyses, wordt deze exergo-economische evaluatie genoemd. Voor elk gegeven energiesysteem is het mogelijk om een product van het systeem te definiëren in termen van exergie. Daarom wordt een exergo-economische evaluatie gebruikt om de productkosten van elk energiesysteem te schatten per eenheid van exergie van het gegenereerde product en maakt deze evaluatie het mogelijk om de productkosten van de activiteit te minimaliseren (exergo-economische doelstelling). Het doel van elke exergo-economische optimalisatie is het minimaliseren van de productkosten van een energiesysteem terwijl dit product zelf constant is. Een exergo-economische analyse kan worden uitgevoerd voor het gehele energiesysteem of op het niveau van subcomponenten van het energiesysteem om het kostenpercentage van overgedragen exergie binnen het hele systeem te vinden. Bovendien neemt een exergo-economische evaluatie de bijbehorende kosten van de thermodynamische inefficiënties op in de totale productkosten van een energiesysteem. Het is

Toepassing van economische input-output LCA in de wetenschappelijke literatuur voor de evaluatie van activiteiten in de diepe ondergrond.



Figuur 17. Aantal wetenschappelijke publicaties per jaar. De aantallen wijzen op het aantal publicaties waarin de topics 'geothermal, CCS, coal' aan bod komen, gecombineerd met 'input-output LCA'. De query links zijn terug te vinden in appendix.

7.5 MULTICRITERIA ANALYSE

Huidige besluitvormingsprocessen evolueren in een context waarbij duurzame ontwikkeling meer en meer op de voorgrond treedt. Om alle aspecten van duurzame ontwikkeling mee te nemen in het besluitvormingsproces wordt er tegelijkertijd rekening gehouden met economische, sociale, en milieueffecten binnen een langetermijnvisie. Dergelijke beslissingen die verder gaan dan de financiële dimensie door ook sociale en ecologische aspecten te integreren, leiden tot complexe besluitvormingsprocessen [75]. Ten eerste is het probleem een multicriteria-beslissingsprobleem, i.e. alternatieven moeten geëvalueerd worden rekening houdend met mogelijks tegenstrijdige beslissingscriteria. In feite zijn economische, sociale en ecologische criteria, die tegelijkertijd in het besluitvormingsproces moeten worden meegeteld, van nature tegenstrijdig. Bovendien kunnen deze criteria kwantitatief zijn of kwalitatief. Ten tweede moet duurzame ontwikkeling per definitie voorzien in de behoeften van het heden zonder het vermogen van toekomstige generaties om in hun eigen behoeften te voorzien in gevaar te brengen. Daarom moet de impact van alternatieven op korte en lange termijn worden beoordeeld. De impactevaluatie op lange termijn doet zich voor in een onbekende toekomst en bijgevolg moet er rekening gehouden worden met onzekerheden en onvoorziene gebeurtenissen. Bovendien is de evaluatie van alternatieven niet altijd helder en kan deze onvolmaakt of inconsistent zijn. De evaluaties kunnen bijvoorbeeld onnauwkeurig, vaag, onduidelijk of incompleet zijn. Ten slotte is het ook raadzaam om bij het nemen van beslissingen in een context van duurzame ontwikkeling belanghebbenden te betrekken aan de hand van een participatietraject. De verscheidenheid aan belanghebbenden met verschillende en tegenstrijdige standpunten vergroot de probleemcomplexiteit nog verder [75].

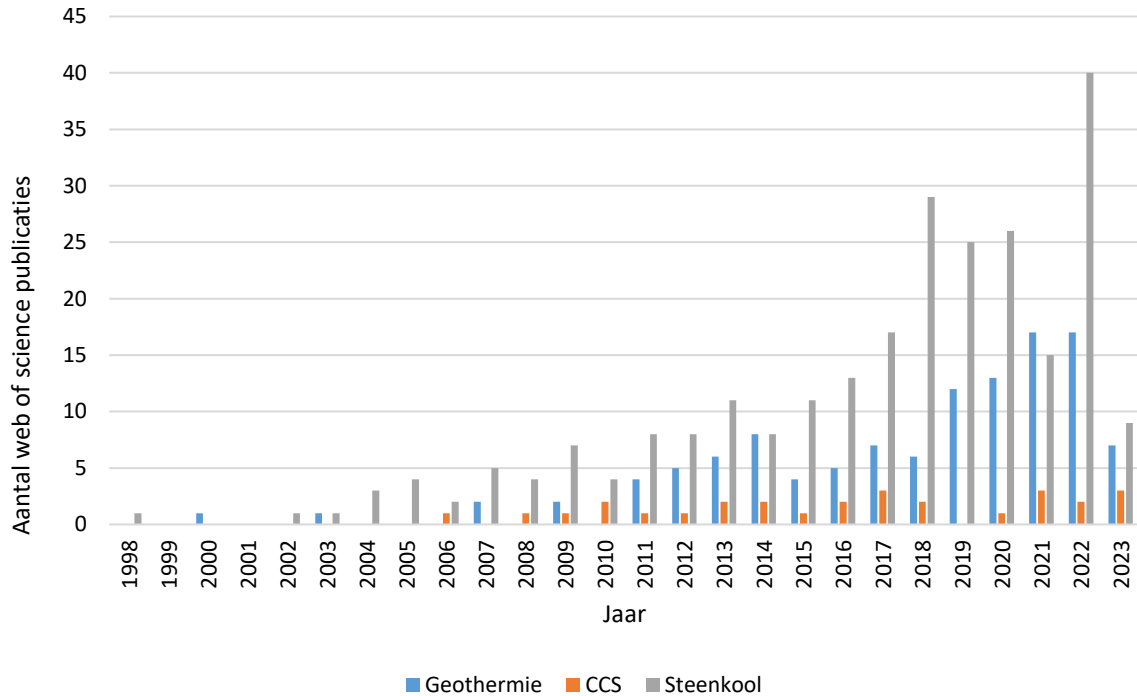
Belangrijk om te benadrukken is dat MCA-methodes niet zijn ontworpen om te zoeken naar het beste alternatief met betrekking tot alle criteria. Het concept van een optimale oplossing wordt vervangen door een set van niet-gedomineerde oplossingen. Een niet-gedomineerde oplossing heeft als kenmerk dat het niet mogelijk is om af te wijken naar een andere oplossing zonder ten minste één criterium op te offeren. Daarom is het logisch dat de beslisser een oplossing kiest uit de niet-gedomineerde verzameling. Over het algemeen is de set van niet-gedomineerde oplossingen echter te groot om aan de besluitvormer te worden voorgelegd voor de uiteindelijke keuze. Daarom zijn er middelen nodig die de besluitvormer ondersteunen bij het selecteren van de meest wenselijke alternatieven. Normaal gesproken moet men bepaalde criteria "inruilen" voor andere. Sommige alternatieven kunnen worden onderworpen aan een screeningfase waarin onrealistische alternatieven of voor de hand liggende niet-starters worden beoordeeld en uitgefilterd, bijvoorbeeld vanwege een duidelijk onaanvaardbaar veiligheidsrisico of een onaanvaardbare impact op het milieu. Daarom is de toegepaste analytische methode net zo belangrijk als de kwaliteit van de beschikbare informatie [76].

Multi-attribuut methodes kunnen ofwel toegepast worden door de verschillende scores op de criteria te aggregeren om zo te komen tot één, synthetiserend criterium (in het Engels: single criterion synthesis approach) of door toepassing van outranking-methodes. Outranking-benaderingen zijn methodes die alternatieven doorgaans paar per paar vergelijken en hun relatieve voor- en nadelen beoordelen. De relatieve status van een alternatief is dus een functie van hoe goed het zich verhoudt tot de rest alternatieven. Single criterion benaderingen gaan ervan uit dat verschillende criteria elkaar kunnen compenseren terwijl dit niet het geval is bij outranking methodes.

pagina 54 van 71

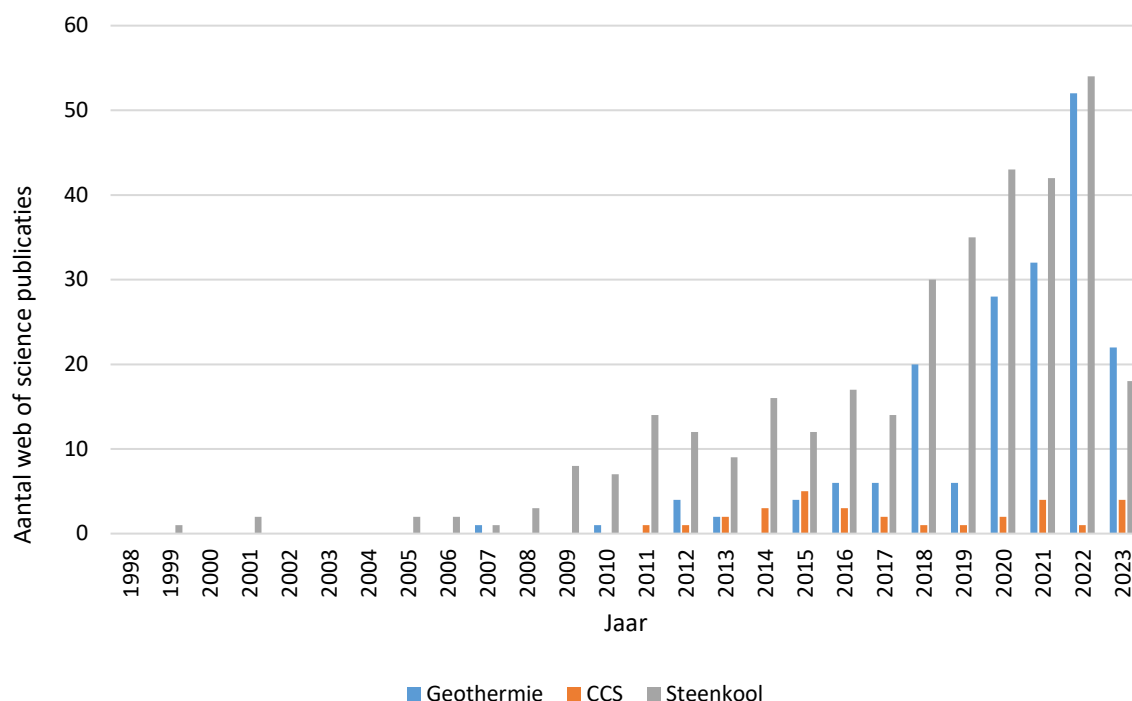
worden genoemd; elke oplossing heeft hetzelfde belang en biedt dus flexibiliteit voor de besluitvormer om één enkele beste oplossing te kiezen [78].

Toepassing van multi-criteria analyse (overkoepelend) in de wetenschappelijke literatuur voor de evaluatie van activiteiten in de diepe ondergrond



Figuur 18. Aantal wetenschappelijke publicaties per jaar. De aantallen wijzen op het aantal publicaties waarin de topics 'geothermal, CCS, coal' aan bod komen, gecombineerd met 'multi-criteria'. De query links zijn terug te vinden in appendix.

Toepassing van multi-objectief analyse in de wetenschappelijke literatuur voor de evaluatie van activiteiten in de diepe ondergrond



Figuur 19. Aantal wetenschappelijke publicaties per jaar. De aantallen wijzen op het aantal publicaties waarin de topics 'geothermal, CCS, coal' aan bod komen, gecombineerd met 'multi-objective optimization'. De query links zijn terug te vinden in appendix.

7.6 TOEPASSING VAN DE BESPROKEN METHODES IN KADER VAN DE OVERHEIDSOPDRACHT

In het kader van deze opdracht wordt er een PC&I raamwerk uitgewerkt waarbij er via stakeholderparticipatie inzicht verkregen wordt over de principes van een duurzaam beheer van de diepe ondergrond (zie deelrapport D3). Vervolgens worden er criteria bepaald die aangeven wat de geologische, economische, milieu, en sociale randvoorwaarden zijn waaraan voldaan moet worden om een ontwikkeling in de diepe ondergrond als duurzaam te beschouwen.

8 TIJD, RUIMTE EN ONZEKERHEDEN

Dit hoofdstuk focust op de methodes die toegepast zullen worden in het vervolg van de overheidsopdracht. Om de verschillende methodes die in de vorige hoofdstukken werden besproken naast elkaar te kunnen gebruiken, dienen ze op een compatibele manier om te gaan met elementen zoals tijd, ruimte en onzekerheid. Dit lijkt een logisch gegeven, maar binnen een geologische context krijgen deze begrippen vaak een niet-standaard invulling. Ruimtebeslag wordt driedimensionaal met grenzen die dynamisch kunnen zijn doorheen de tijd, afhankelijk van interacties met andere activiteiten, parameterafhankelijk en asymmetrisch. Tijd is een veel flexibeler gegeven dan in het dagdagelijks leven, vooral door effecten en evoluties op zeer lange termijn. Ook onzekerheid krijgt een andere invulling, niet alleen door de fragmentarische informatie over de ondergrond en de processen die er kunnen optreden, maar ook door de moeilijkheid om bijkomende gegevens te verzamelen of verifiëren wat voor een belangrijke intrinsieke onzekerheid zorgt.

8.1 GEOLOGISCHE IMPACT

De geselecteerde methodes om de geologische impact te bepalen, starten met het beschrijven van de geologische werkelijkheid en context. Hierbij staat de structurele raamwerkmethode centraal, die toelaat om bestaande geologische modellen naast elkaar te gebruiken, en die de conceptualisatie ervan vereenvoudigt in functie van de ondergrondse activiteiten en de modellen die errond worden opgebouwd. Het modelleren van de impact zelf kan zowel kwalitatief als kwantitatief gebeuren, met de kwalitatieve benadering zowel een voorbereidende stap als een manier om effecten post-2050 in te schatten. De kwantitatieve modellering is veruit de meest uitdagende stap, en zal gebruik maken van telescopisch gestructureerde modellen.

Onzekerheden rond geologische karakterisering worden reeds beschreven op het niveau van het geologische model, terwijl procesonzekerheden bij de kwalitatieve evaluatie aan bod komen. Beide zijn voorbereidende stappen om ze bij de modellering (kwantitatief) in rekening te brengen. Het geologische model moet stochastisch gedraaid worden, met behulp van Monte-Carlo lussen, om de onzekerheden correct en realistisch te integreren. Hier komen een aantal stappen bij kijken, zoals het toekennen van een probabiliteitsverdeling aan onzekerheden.

Belangrijker is echter dat bij dit type van stochastische berekeningen het model repetitief bevroegd (berekend) moet worden, wat vereist dat de totale rekentijd kort is. Dit probleem komt ook terug bij de fysische dimensies. Het model moet spatiaal voldoende groot zijn om potentiële locaties van de verschillende activiteiten in de diepe ondergrond te omvatten, en voldoende gedetailleerd om de activiteiten zelf nauwkeurig te beschrijven, alsook de interacties tussen activiteiten. Omwille van de ruimtelijke uitgebreidheid wordt daarom voor geneste (telescopische) modellen gekozen, bij voorkeur met een analytische invulling. Dit laatste laat eveneens vaak toe om flexibeler met de dimensie van tijd om te springen, en zo ook impact op lange termijn in te schatten.

8.2 BESCHIKBARE VOLUMES

Tijd en ruimte zijn van weinig of geen invloed op het bepalen van beschikbare volumes in de diepe ondergrond, maar onzekerheden natuurlijk wel. Dit kan een enkel getal zijn, maar bij voorkeur worden hier met onzekerheden onderbouwde gegevens gebruikt.

8.3 ECONOMISCHE IMPACTANALYSE

In techno-economische analyse en reële optie analyse wordt rekening gehouden met de tijdswaarde van geld door toepassing van een discontovoet. Voor de uitwerking van dergelijke analyses is er vaak discussie over welke discontovoet te hanteren. Voor private investeringen wordt er veelal een discontovoet van 10%-15% gehanteerd, terwijl maatschappelijke kosten en baten verdisconteerd worden aan 2%-4% [79].

Techno-economische analyse en een reële optie analyse verschillen in de manier waarop ze omgaan met onzekerheden. Een techno-economische analyse is 'statisch' in de zin dat een bepaalde waarde constant gehouden wordt, doorheen de levensduur van het project dat onderzocht wordt. Een reële optie analyse daarentegen erkent dat bepaalde processen (zoals prijzen) dynamisch zijn en modelleert de groei en onzekerheid van dergelijke processen doorheen de tijd. De parameterwaarden worden niet als constant verondersteld doorheen de tijd. Bovendien houdt de reële optie analyse rekening met flexibiliteitsopties die beschikbaar zijn. Dergelijk opties voegen bijkomende waarde toe aan het project dat beoordeeld wordt.

Techno-economische en reële optie analyses kunnen uitgevoerd worden op enkelvoudige projecten, een netwerk van projecten (gelijktijdig), of een serie van projecten (opeenvolgend in de tijd). Ruimtelijke aspecten worden mee in rekening gebracht door te evalueren hoe deze een impact kunnen hebben op kosten en opbrengsten.

8.4 MILIEU-IMPACTANALYSE

Een dynamische milieulevenscyclusanalyse kan, zoals eerder beschreven, veranderingen doorheen de tijd (in bijvoorbeeld de energieproductiemix) mee in rekening brengen.

De impact van onzekerheden in inputparameterwaarden op het resultaat kan geanalyseerd worden door middel van sensitiviteitsanalyses. Een sensitiviteitsanalyse kan zowel lokaal als globaal zijn.

Wat betreft 'ruimtelijke' aspecten zijn er ook een beperkt aantal toepassingen van 'territoriale LCA' waarbij een LCA wordt uitgevoerd voor een geheel gebied in plaats van een specifiek product of proces.

8.5 SOCIALE IMPACTANALYSES

Binnen de SIA en S-LCA methoden wordt erop gewezen dat het van belang is niet enkele korte, maar ook lange termijn impacts in rekening te brengen. Vaak zijn deze niet of moeilijk kwantificeerbaar en wordt daarom beroep gedaan op scenario-analyses en technieken als *foresight* of *future studies*. Om enigermate rekening te houden met onzekerheden, bestaat één van de stappen in het proces van zowel SIA als S-LCA uit het identificeren van risico's en het opmaken van een risicoanalyse. Via een inclusieve participatieve aanpak, wordt getracht zo veel mogelijk te vermijden dat er een bias zou optreden in het prioriteren van deze risico's. Ook wordt, zeker bij de SIA, aangegeven dat dit een iteratief proces is dat ook bij de implementatie van een actie of activiteit dient verder gezet, bijvoorbeeld in het kader van maatschappelijk verantwoord ondernemen.

8.6 GEINTEGREERDE IMPACTANALYSES

Bestaande PC&I raamwerken en multi-criteria beslissingsmethodes kunnen tijdsaspecten en ruimtelijke aspecten opnemen bij de bepaling van de indicatoren en de bijhorende waarde. Het PC&I raamwerk, uitgewerkt in deelrapport D3, neemt korte en lange termijn overwegingen mee in rekening bij het omschrijven van duurzaamheidsprincipes voor het gebruik van de diepe ondergrond en de vertaling daarvan naar duurzaamheidscriteria -en indicatoren. Multicriteria beslissingsmethodes kunnen onzekerheid integreren in de analyse via stochastische berekeningsmethodes. Daarbij kan ook een onderscheid gemaakt worden in impact die zich voordoet op korte termijn en impact op lange termijn.

9 CONCLUSIE

Het gebruik van de diepe ondergrond kan een rol spelen in de transitie naar een koolstofarme en circulaire economie. Het gebruik van de diepe ondergrond leidt tot veranderingen in die ondergrond (geologische impact) en heeft tegelijkertijd ook impact bovengronds: zowel economische, milieu- als sociale impact. Dit rapport geeft een overzicht van wetenschappelijke methodes die toegepast kunnen worden om de geologische, economische, milieu- en sociale effecten te bepalen die gepaard gaan met het gebruik van de diepe ondergrond.

In het kader van deze opdracht zullen er zowel kwalitatieve als kwantitatieve methodes toegepast worden om de ontwikkeling van de diepe ondergrond bij verschillende beleidsscenario's te beoordelen. Voor de bepaling van geologische impact wordt er gesteund op de structurele raamwerkmethode en worden kwantitatieve reservoirsimulaties aangevuld met analytische modelleringen om effecten op regionale schaal te beoordelen (zie deelrapport D6). Economische effecten worden bepaald via techno-economische evaluaties en de toepassing van de reële optie theorie. Milieugerelateerde effecten worden bepaald via methodes van levenscyclusanalyse. Aan de hand van een kwalitatieve multicriteria analyse zullen de verschillende effecten geïntegreerd worden. Bij elke toepassing zullen aspecten van tijd, onzekerheid, en ruimte meegenomen worden. Let wel, de mate waarin elke methode voor een bepaalde activiteit toegepast zal worden, hangt af van de tijdshorizon waarbinnen deze verwacht worden. Effecten of toepassingen die na 25 jaar of langer te verwachten zijn, zullen eerder kwalitatief dan kwantitatief besproken worden.

Naast desktoponderzoek wordt er ook een participatietraject uitgerold waarbij stakeholders geconsulteerd worden voor de bepaling van randvoorwaarden voor het gebruik van de diepe ondergrond, de bepaling van mogelijke ontwikkelingsscenario's, en de bespreking van de resultaten aan het einde van de opdracht.

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de gebruikte methodes per dimensie en niveau van de analyse.

Dimensie	Methode	Resultaat	Termijn	Flexibiliteit en onzekerheden	Niveau van analyse
Geologisch	Analytical Elements Method	Kwantitatief	MT	Ja	Meervoudig gebruik
	(Analytische) activiteitenmodellen	Kwantitatief	MT	Ja	Projectniveau
Economisch	Techo-economische analyse	Kwantitatief	MT	Nee	Projectniveau
	Reële optie analyse	Kwantitatief	MT en LT	Ja	Meervoudig gebruik
Milieu	Levenscyclus analyse	Kwantitatief	MT en LT	Nee	Projectniveau en
	Kwalitatieve bespreking als data onbeschikbaar		MT en LT		meervoudig gebruik
Sociaal	Stakeholder mapping Vereenvoudigd model van sociale impact	Kwalitatief	MT en LT	Ja	Projectniveau en

10. REFERENCES

1. Hunt, R.J., *Ground Water Modeling Applications Using the Analytic Element Method*. Groundwater, 2006. **44**(1): p. 5-15.
2. Barros, R. and K. Piessens, *Two-step structural framework-geomanifestations methodology (No. Deliverable 2.4), GeoERA-GeoConnect³d*. 26 p. . 2020.
3. Piessens, K., et al., *Subm. Old concepts in a semantic perspective: introducing a geotemporal approach to conceptual definitions in geology. Applied computing and geosciences.* .
4. Deckers, J., et al., *Geologisch (G3Dv3) en hydrogeologisch (H3D) 3D-lagenmodel van Vlaanderen*. 2019.
5. Piessens, K., P. Vancampenhout, and W. De Vos, *Geologische subcropkaart van het Massief van Brabant in Vlaanderen. Schaal 1/200 000*. 2005.
6. Leake, S.A. and D.V. Claar, *Procedures and computer programs for telescopic mesh refinement using MODFLOW (Open-File Report No. 99-238), Open-File Report. USGS*. 1999.
7. Strack, O.D.L., *Vertically integrated flow in stratified aquifers*. Journal of Hydrology, 2017. **548**: p. 794-800.
8. Van Dael, M., et al., *Techno-economic Assessment Methodology for Ultrasonic Production of Biofuels, in Production of Biofuels and Chemicals with Ultrasound*, Z. Fang, J.R.L. Smith, and X. Qi, Editors. 2015, Springer Netherlands: Dordrecht. p. 317-345.
9. Lamberts-Van Assche, H. and T. Compernelle, *Economic feasibility studies for Carbon Capture and Utilization technologies: a tutorial review*. Clean Technologies and Environmental Policy, 2022. **24**(2): p. 467-491.
10. Edwards-Jones, G., B. Davies, and S.S. Hussain, *Ecological Economics: an introduction, Wiley-Blackwell*. 2000.
11. Hoogmartens, R., et al., *Bridging the gap between LCA, LCC and CBA as sustainability assessment tools*. Environmental Impact Assessment Review, 2014. **48**: p. 27-33.
12. Dixit, A.K.P.R.S., *Investment under uncertainty*. 1994, Princeton N.J: Princeton University Press.
13. Lamberts-Van Assche, H. and T. Compernelle, *Using Real Options Thinking to Value Investment Flexibility in Carbon Capture and Utilization Projects: A Review*. Sustainability, 2022. **14**(4): p. 2098.
14. Trigeorgis, L. *Real Options: Managerial Flexibility and Strategy in Resource Allocation*. 1996.
15. Boardman, A.E., et al., *Cost-Benefit Analysis: Concepts and Practice*. 5 ed. 2018, Cambridge: Cambridge University Press.
16. Gasparatos, A., M. El-Haram, and M. Horner, *A critical review of reductionist approaches for assessing the progress towards sustainability*. Environmental Impact Assessment Review, 2008. **28**(4): p. 286-311.
17. Bessler, D.A., et al., *Quantitative Methods in Agricultural Economics, in Encyclopedia of Agriculture and Food Systems*, N.K. Van Alfen, Editor. 2014, Academic Press: Oxford. p. 1-10.
18. Munroe, D.K. and J.J. Biles, *Regional Science, in Encyclopedia of Social Measurement*, K. Kempf-Leonard, Editor. 2005, Elsevier: New York. p. 325-335.
19. Llop, M. and R.S.J. Tol, *Decomposition of sectoral greenhouse gas emissions: a subsystem input-output model for the Republic of Ireland*. Journal of Environmental Planning and Management, 2013. **56**(9): p. 1316-1331.
20. Alcántara, V. and E. Padilla, *Key sectors in greenhouse gas emissions in Spain: An alternative input-output analysis*. Journal of Industrial Ecology, 2020. **24**(3): p. 577-588.
21. Koelbl, B.S., et al., *Socio-economic impacts of low-carbon power generation portfolios: Strategies with and without CCS for the Netherlands*. Applied Energy, 2016. **183**: p. 257-277.
22. Babatunde, K.A., R.A. Begum, and F.F. Said, *Application of computable general equilibrium (CGE) to climate change mitigation policy: A systematic review*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2017. **78**: p. 61-71.
23. FPB, *Federaal Planbureau. Input-outputtabellen en uitbreidingen. <https://www.plan.be/aboutus/overview.php?lang=nl&TM=50>*. 2023.
24. Babu, S.C., S.N. Gajanan, and J.A. Hallam, *Chapter 5 - Macroeconomic Aspects of Nutrition Policy, in Nutrition Economics*, S.C. Babu, S.N. Gajanan, and J.A. Hallam, Editors. 2017, Academic Press: San Diego. p. 63-77.

25. Farmer, J.D. and D. Foley, *The economy needs agent-based modelling*. Nature, 2009. **460**(7256): p. 685-686.
26. Guinée, J.B., et al. *Life cycle assessment An operational guide to the ISO standards*. 2001.
27. Earles, J.M. and A. Halog, *Consequential life cycle assessment: a review*. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2011. **16**(5): p. 445-453.
28. Gkousis, S., et al., *Dynamic life cycle assessment of geothermal heat production from medium enthalpy hydrothermal resources br*. Applied Energy, 2022. **328**.
29. Rosen, M.A., *Chapter 4 - Exergy analysis*, in *Design and Performance Optimization of Renewable Energy Systems*, M.E.H. Assad and M.A. Rosen, Editors. 2021, Academic Press. p. 43-60.
30. De Luca Peña, L.V., et al., *Towards a comprehensive sustainability methodology to assess anthropogenic impacts on ecosystems: Review of the integration of Life Cycle Assessment, Environmental Risk Assessment and Ecosystem Services Assessment*. Science of The Total Environment, 2022. **808**: p. 152125.
31. *Europees Parlement en de Raad. Richtlijn 2011/92/EU van het Europees Parlement en de Raad van 13 december 2011 betreffende de milieueffectbeoordeling van bepaalde openbare en particuliere projecten (codificatie)*.
32. Departement Omgeving. 2023. Milieueffectenrapportage. <https://omgeving.vlaanderen.be/nl/omgevingsvergunning/milieueffectrapportage>.
33. Costanza, R., et al., *Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go?* Ecosystem Services, 2017. **28**: p. 1-16.
34. de Groot, R.S., et al., *Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making*. Ecological Complexity, 2010. **7**(3): p. 260-272.
35. Van Ree, C.C.D.F. and P.J.H. van Beukering, *Geosystem services: A concept in support of sustainable development of the subsurface*. Ecosystem Services, 2016. **20**: p. 30-36.
36. Gray, M.G.J.E.B.E.J., *Geodiversity and the ecosystem approach: the contribution of geoscience in delivering integrated environmental management*. PGEOLA Proceedings of the Geologists?? Association, 2013. **124**(4): p. 659-673.
37. Compennolle, T., et al., *Towards a dynamic and sustainable management of geological resources*. Geological Society, London, Special Publications, 2023. **528**(1): p. SP528-2022-75.
38. Alomoto, W., A. Niñerola, and L. Pié, *Social Impact Assessment: A Systematic Review of Literature*. Social Indicators Research, 2022. **161**(1): p. 225-250.
39. Becker, H.A., *Social impact assessment*. European Journal of Operational Research, 2001. **128**(2): p. 311-321.
40. Kah, S. and T. Akenroye, *Evaluation of social impact measurement tools and techniques: a systematic review of the literature*. Social Enterprise Journal, 2020. **16**(4): p. 381-402.
41. Kühnen, M. and R. Hahn, *Systemic social performance measurement: Systematic literature review and explanations on the academic status quo from a product life-cycle perspective*. Journal of Cleaner Production, 2018. **205**: p. 690-705.
42. Visentin, C., et al., *Life cycle sustainability assessment: A systematic literature review through the application perspective, indicators, and methodologies*. Journal of Cleaner Production, 2020. **270**: p. 122509.
43. Vanclay, F., *International Principles For Social Impact Assessment*. Impact Assessment and Project Appraisal, 2003. **21**(1): p. 5-12.
44. WorldBank, *A User's Guide to Poverty and Social Impact Analysis. Report 30405 of the Poverty Reduction Group (PRMPR) and*
- Social Development Department (SDV). <https://documents1.worldbank.org/curated/en/278581468779694160/pdf/A-users-guide-to-poverty-and-social-impact-analysis.pdf>. 2003.
45. UNEP, *Guidelines and Checklists to Review Environmental and Social Impact Assessments*. 2010.
46. Kvam, R., *Social Impact Assessment: Integrating Social Issues in Development Projects*. 2018.
47. ICF, *Performance Standard 1: Assessment and Management of Environmental and Social Risks and Impacts*. <https://www.ifc.org/content/dam/ifc/doc/2010/2012-ifc-performance-standards-en.pdf>. 2012.
48. Harris, C.C., et al., *Community-based social impact assessment: the case of salmon-recovery on the lower Snake River*. Impact Assessment and Project Appraisal, 2003. **21**(2): p. 109-118.

49. du Pisani, J.A. and L.A. Sandham, *Assessing the performance of SIA in the EIA context: A case study of South Africa*. Environmental Impact Assessment Review, 2006. **26**(8): p. 707-724.
50. De Luca, A.I., et al., *Social life cycle assessment and participatory approaches: A methodological proposal applied to citrus farming in Southern Italy*. Integrated Environmental Assessment and Management, 2015. **11**(3): p. 383-396.
51. Yang, S., et al., *Chapter 5 - Development and applicability of life cycle impact assessment methodologies*, in *Life Cycle Sustainability Assessment for Decision-Making*, J. Ren and S. Toniolo, Editors. 2020, Elsevier. p. 95-124.
52. UNEP, *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products and Organizations 2020*. United Nations Environment Programme (UNEP). <https://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2021/01/Guidelines-for-Social-Life-Cycle-Assessment-of-Products-and-Organizations-2020-22.1.21sml.pdf>. 2020.
53. Stephenson, W., *The study of behavior; Q-technique and its methodology*. The study of behavior; Q-technique and its methodology. 1953, Chicago, IL, US: University of Chicago Press. ix, 376-ix, 376.
54. Molenveld, A., *Using Q methodology in comparative policy analysis*, in *Handbook of Research Methods and Applications in Comparative Policy Analysis*. 2020.
55. Rajé, F., *Using Q methodology to develop more perceptive insights on transport and social inclusion*. Transport Policy, 2007. **14**(6): p. 467-477.
56. Curry, R., J. Barry, and A. McClenaghan, *Northern Visions? Applying Q methodology to understand stakeholder views on the environmental and resource dimensions of sustainability*. Journal of Environmental Planning and Management, 2013. **56**(5): p. 624-649.
57. Jaligot, R. and J. Chenal, *Stakeholders' Perspectives to Support the Integration of Ecosystem Services in Spatial Planning in Switzerland*. Environments, 2019. **6**(8): p. 88.
58. Leminen, S., M. Westerlund, and A.-G. Nyström, *Living Labs as Open-Innovation Networks*. Technology Innovation Management Review, 2012. **2**: p. 6-11.
59. Hossain, M., S. Leminen, and M. Westerlund, *A systematic review of living lab literature*. Journal of Cleaner Production, 2019. **213**: p. 976-988.
60. Leminen, S., A.-G. Nyström, and M. Westerlund, *A typology of creative consumers in living labs*. Journal of Engineering and Technology Management, 2015. **37**: p. 6-20.
61. Hielkema, H. and P. Hongisto, *Developing the Helsinki Smart City: The Role of Competitions for Open Data Applications*. Journal of the Knowledge Economy, 2012. **4**.
62. Dell'Era, C. and P. Landoni, *Living Lab: A Methodology between User-Centred Design and Participatory Design*. Creativity and Innovation Management, 2014. **23**(2): p. 137-154.
63. Pope, J., D. Annandale, and A. Morrison-Saunders, *Conceptualising sustainability assessment*. Environmental Impact Assessment Review, 2004. **24**(6): p. 595-616.
64. Van Cauwenbergh, N., et al., *SAFE - A hierarchical framework for assessing the sustainability of agricultural systems*. Agriculture Ecosystems & Environment, 2007. **120**(2-4): p. 229-242.
65. Bautista, S., et al., *Biodiesel-TBL plus : A new hierarchical sustainability assessment framework of PC&I for biodiesel production - Part I*. Ecological Indicators, 2016. **60**: p. 84-107.
66. Bautista, S., et al., *Biodiesel-triple bottom line (TBL): A new hierarchical sustainability assessment framework of principles criteria & indicators (PC&I) for biodiesel production. Part II-validation*. Ecological Indicators, 2016. **69**: p. 803-817.
67. Shortall, R., B. Davidsdottir, and G. Axelsson, *A sustainability assessment framework for geothermal energy projects: Development in Iceland, New Zealand and Kenya*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2015. **50**: p. 372-407.
68. Pires, A., et al., *Sustainability Assessment of indicators for integrated water resources management*. Science of The Total Environment, 2017. **578**: p. 139-147.
69. Vögele, S., et al., *Germany's "No" to carbon capture and storage: Just a question of lacking acceptance?* Applied Energy, 2018. **214**: p. 205-218.
70. Fajardy, M., S. Chiquier, and N. Mac Dowell, *Investigating the BECCS resource nexus: delivering sustainable negative emissions*. Energy & Environmental Science, 2018. **11**(12): p. 3408-3430.
71. Nemati, B., et al., *A Sustainable Approach for Site Selection of Underground Hydrogen Storage Facilities Using Fuzzy-Delphi Methodology*. Journal of Settlements and Spatial Planning, 2020: p. 5-16.
72. Vrba, J., et al., *Groundwater resources sustainability indicators*. 2007: Unesco Paris.

APPENDIX

GEOLOGICAL IMPACT ASSESSMENT

- Features Events and Processes
 - Geothermal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/de5703a6-0e74-48ac-89b2-c3ed91d8ecd2-8e64ae7a/relevance/1>
 - Carbon capture and storage: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/d57b9bc8-35b5-4a32-89c0-fc4e37fc0398-8e64c9a6/relevance/1>
 - Coal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/ee9d8981-4db0-46dd-bd76-8ca44066b8dc-8e64d59e/relevance/1>
- UNFC
 - Coal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/2a2be0e0-9503-4705-a9aa-b7e98c887fd0-8e652c60/relevance/1>
 - Carbon capture and storage: zero
 - Geothermal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/548635f2-f976-4c71-a003-8798fe16a338-8e6539cd/relevance/1>

ECONOMIC IMPACT ASSESSMENT

- Techno-economic assessment
 - Geothermal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/e4f6cc29-ca7a-461f-a27b-483005dcc74c-8e24ded1/date-ascending/1>
 - Carbon capture and storage: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/9deb4ad1-f962-4484-adf4-0c03b2820c4a-8e24d3b0/date-ascending/1>
 - Coal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/1162d055-917d-4a40-98f9-c5e5047ab66d-8e24ec88/date-ascending/1>
- Life cycle costing
 - Geothermal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/d96f2965-ba49-4f9c-8342-5ae88908dd91-8e21ff58/date-ascending/1>
 - Carbon capture and storage: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/86d676b7-325d-4f40-89a6-99ad6a97b9f3-8e2238eb/date-ascending/1>
 - Coal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/128d4ea9-f5a6-4f5a-8c21-c37135b3c894-8e21a816/date-ascending/1> (zero)
- Real options
 - Geothermal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/9f27ebef-709a-4db6-ab74-059b219a7de4-8e228d0e/date-ascending/1>
 - Carbon capture and storage: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/2868c114-942b-4cb7-b889-3b81fe4bb339-8e22afcc/date-ascending/1>
 - Coal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/16a82208-58b7-4041-9c77-6bf3fc152cd2-8e229d19/date-ascending/1>
- Cost benefit analysis

- Geothermal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/f86a6576-59c9-4f40-9ccd-2cf734a357bb-8e235a07/date-ascending/1>
- Carbon capture and storage: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/3b5ec6b2-8f3a-40ee-9beb-daa0c2f7cd6b-8e236d11/date-ascending/1>
- Coal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/00c2e723-8642-43b5-a76a-599fdad6c587-8e235298/date-ascending/1>
- Input-output analysis
 - Geothermal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/6fd13e5a-21f9-4ff6-ac5e-608f78142de3-8e23a697/date-ascending/1>
 - Carbon capture and storage: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/96104ba9-7f2f-42e9-b264-50bc8f218ce8-8e23c112/date-ascending/1>
 - Coal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/ff12b49c-d742-4c7c-b303-f26b101befc0-8e23af52/date-ascending/1>
- General equilibrium analysis
 - Geothermal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/31c38185-afe2-48d0-95d0-c1986abda97e-8e23f620/date-ascending/1>
 - Carbon capture and storage: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/c823e9f8-c2b5-4a09-b94c-5fc6fdc8feac-8e23d8ec/date-ascending/1>
 - Coal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/edf31d5e-fc72-40d3-b6e9-f901c15b77e8-8e23e708/date-ascending/1>
- Partial equilibrium analysis
 - Geothermal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/40da6320-7e0c-47b7-848c-8f71517160aa-8e240e6f/date-ascending/1> (zero)
 - Carbon capture and storage: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/40da6320-7e0c-47b7-848c-8f71517160aa-8e240e6f/date-ascending/1> "general equilibrium analysis" (Topic) AND "carbon capture and storage" (Topic) NOT optimization (Topic) NOT multi-objective (Topic) NOT LCA (Topic) – 5 – Web of Science Core Collection (zero)
 - Coal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/40da6320-7e0c-47b7-848c-8f71517160aa-8e240e6f/date-ascending/1>
- Agent-based modeling
 - Geothermal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/6206df62-805a-4d08-82ab-d9d8dd579813-8e247e49/date-ascending/1>
 - Carbon capture and storage: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/6206df62-805a-4d08-82ab-d9d8dd579813-8e247e49/date-ascending/1> "general equilibrium analysis" (Topic) AND "carbon capture and storage" (Topic) NOT optimization (Topic) NOT multi-objective (Topic) NOT LCA (Topic) – 5 – Web of Science Core Collection
 - Coal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/6e08bd62-2f3f-4461-aa59-c96d9fe8e54d-8e245ce0/date-ascending/1>

ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT

- Environmental life cycle assessment
 - Geothermal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/30132f59-490a-4db7-9119-896f162c490c-8e25aba9/date-ascending/1>
 - Carbon capture and storage: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/62d6c2d2-32b6-499e-baa6-d8aac2e75ad3-8e25bfda/date-ascending/1>

- Coal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/25c2d97b-9323-411f-8adc-2fb5197f4c41-8e259971/date-ascending/1>
- Exergy analysis
 - Geothermal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/8455e3b5-79f7-4a91-8c37-495b2fa716a1-8e25eecf/date-ascending/1>
 - Carbon capture and storage: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/038215bc-4237-4a19-bc54-359f8a0378fb-8e25d7eb/date-ascending/1>
 - Coal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/06fa4558-f121-4601-94c6-6b9007ddcabe-8e26269b/date-ascending/1>
- Environmental risk assessment
 - Geothermal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/b061982d-f643-4a8b-b31f-57ad0fdd4d84-8e264ca7/date-ascending/1>
 - Carbon capture and storage: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/4bf0a5e6-29a9-4e2e-969e-42c327e4cb95-8e265a8b/date-ascending/1>
 - Coal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/466ec7af-706c-4b5a-a58a-73d063fb8fed-8e263ec1/date-ascending/1>
- Environmental impact assessment
 - Geothermal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/1fa06e3e-9e09-415e-8343-6a4d3731e146-8e26b6bc/date-ascending/1>
 - Carbon capture and storage: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/a90666e4-b97f-450b-aafe-6ffb33cfc4bd-8e26dd47/date-ascending/1>
 - Coal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/514ab76d-1bbf-4b13-8202-a6fae9bc5d49-8e26c249/date-ascending/1>
- Ecosystem service approach: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/2dc74cf6-c402-4541-bddd-4561a32b9721-8e26eb13/date-ascending/1>

- **SIA – Social Impact Assessment**

- <https://www.sciencedirect.com/search?qs=%22social%20impact%20assessment%22%20AND%20%22coal%22%20NOT%20%22capture%22%20NOT%20%22CCS%22>
- SIA – **Societal** Impact Assessment
 - Geothermal:
 - WoS – geen resultaten
 - <https://www.sciencedirect.com/search?qs=%22societal%20impact%20assessment%22%20AND%20%22geothermal%22%20NOT%20%22heat%20pump%22>
 - Carbon capture and storage:
 - WoS – geen resultaten
 - <https://www.sciencedirect.com/search?qs=%22societal%20impact%20assessment%22%20AND%20%22carbon%20capture%20and%20storage%22>
 - Coal:
 - <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/effb4817-7785-436f-888c-89cb6a2ebac6-013e111bab/relevance/1>
 - <https://www.sciencedirect.com/search?qs=%22societal%20impact%20assessment%22%20AND%20%22coal%22%20NOT%20%22capture%22%20NOT%20%22CCS%22>
- SIA – Social Impact **Analysis**
 - Geothermal:
 - WoS – geen resultaten
 - <https://www.sciencedirect.com/search?qs=%22social%20impact%20analysis%22%20AND%20%22geothermal%22%20NOT%20%22heat%20pump%22>
 - Carbon capture and storage:
 - WoS – geen resultaten
 - <https://www.sciencedirect.com/search?qs=%22social%20impact%20analysis%22%20AND%20%22carbon%20capture%20and%20storage%22>
 - Coal:
 - WoS – geen resultaten
 - <https://www.sciencedirect.com/search?qs=%22social%20impact%20analysis%22%20AND%20%22coal%22%20NOT%20%22capture%22%20NOT%20%22CCS%22>
- S-LCA
 - Geothermal:
 - <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/61016e86-1591-4f19-931f-c3b64b802d8e-013e1140e6/relevance/1>
 - <https://www.sciencedirect.com/search?qs=%22social%20life%20cycle%20assessment%22%20AND%20%22carbon%20capture%20and%20storage%22>
 - Carbon capture and storage:
 - <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/9de3fd05-cfde-4c03-876a-2c2a24265752-013e1130c1/relevance/1>
 - <https://www.sciencedirect.com/search?qs=%22social%20life%20cycle%20assessment%22%20AND%20%22carbon%20capture%20and%20storage%22>
 - Coal:
 - <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/ee9d11ae-9b2c-4a4d-900e-8371364034ba-013e0ff681/relevance/1>

- Carbon capture and storage:
<https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/056ddbda-caf4-421a-aad0-868c0c76cf83-8e286f93/date-ascending/1>
- Coal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/fc6ae506-e7e0-4aa1-9fcc-81ba28e11a6c-8e285e7f/date-ascending/1>
- Economic input-output LCA
 - Geothermal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/fbc0c1ce-d854-416d-b7c3-e29f9db96dda-8e28ac99/date-ascending/1>
 - Carbon capture and storage:
<https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/1c3f0698-e4e2-4179-beba-b790a62f3371-8e28b9f6/date-ascending/1>
 - Coal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/05e6b1f6-6fdd-46c9-9144-d45fdab496ba-8e28d219/date-ascending/1>
- Multicriteria decision analysis
 - Geothermal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/ab05163e-039a-4ef0-ac33-a23b8fac8683-8e2977c6/date-ascending/1>
 - Carbon capture and storage:
<https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/777fc5bd-c69b-47c0-a93e-7c448a8012e6-8e294f48/date-ascending/1>
 - Coal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/91e3d679-cd5b-4861-a46d-d89c6ea1b225-8e29819a/date-ascending/1>
- Multi-objective optimization
 - Geothermal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/eedd0ec5-1065-4cc4-a45e-80a5bbe9725d-8e29bc4b/date-ascending/1>
 - Carbon capture and storage:
<https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/8d1e96d0-9c24-4094-8918-27eb883e8a80-8e29db80/date-ascending/1>
 - Coal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/ec043ff7-87d9-464f-993f-16d0296d4a04-8e29a84d/date-ascending/1>
- Sustainability indicator framework
 - Geothermal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/7e8596e3-a61a-4300-aeb4-332c45977304-958ef7d4/relevance/1>
 - CCS: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/e2d4804c-aa26-4a7c-8a72-8692ef8239b2-958effea/date-ascending/1>
 - Coal: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/74ba2a6e-db54-4059-a481-5f3767299567-958f05c3/date-ascending/1>