

LCA toepassingen in bodemsaneringsprojecten - Literatuurstudie

**SAMEN MAKEN WE
MORGEN MOOIER**



**LCA toepassingen in
bodemsaneringsprojecten
- Literatuurstudie**



Documentbeschrijving

1. *Titel publicatie*
LCA toepassingen in bodemsaneringsprojecten - Literatuurstudie

2. *Verantwoordelijke Uitgever*
Danny Wille, OVAM, Stationsstraat 110, 2800 Mechelen
3. *Wettelijk Depot nummer*
D/2011/5024/72

4. *Aantal bladzijden*,
73
5. *Aantal tabellen en figuren*
3 tabellen, 6 figuren

6. *Prijs**
n.v.t.
7. *Datum Publicatie*
oktober 2011

8. *Trefwoorden*
bodemsanering, levenscyclusanalyse, CO₂-emissie, duurzaamheid, BATNEEC-afweging

9. *Samenvatting*
Een inventarisatie werd gemaakt van de bestaande literatuur en methoden omtrent het toepassen van levenscyclusanalyse (LCA) in bodemsaneringsprojecten met het doel nieuwe inzichten te ontwikkelen voor het ontwerpen van groenere en duurzamere saneringsvarianten. Deze inzichten kunnen worden ingepast in de bestaande procedure voor BATNEEC-evaluatie. In het rapport worden de verschillende fasen van een LCA in het algemeen toegelicht, alsook hoe deze fasen tot nog toe al werden toegepast in bodemsaneringsprojecten.

10. *Begeleidingsgroep en/of auteur*
Touchant K., Lookman R., Bronders J. (VITO, auteurs), Van Gestel G., Bruneel N., De Mulder S., Marynissen Ph. (OVAM)

11. *Contactperso(n)en*
Griet Van Gestel, Nick Bruneel, Sven De Mulder

12. *Andere titels over dit onderwerp*
CO₂-calculator voor bodemsaneringsprojecten – Fase 1: Voorstel aanpak Vlaanderen
CO₂-calculator voor bodemsaneringsprojecten – Aanbevelingen voor opname in de MCA

Gegevens uit dit document mag u overnemen mits duidelijke bronvermelding.

De meeste OVAM-publicaties kunt u raadplegen en/of downloaden op de OVAM-website: <http://www.ovam.be>

Samenvatting

In opdracht van OVAM werd door VITO een inventarisatie gemaakt van de bestaande literatuur en methoden rond het toepassen van LCA in bodemsaneringsprojecten met het doel nieuwe inzichten te helpen ontwikkelen voor het ontwerpen van groenere en duurzamere saneringsvarianten. Deze kunnen als dusdanig ook worden ingepast in de bestaande BATNEEC- of MCA-procedure (Standaardprocedure BSP).

In voorliggend rapport worden de verschillende fasen van een LCA in het algemeen toegelicht, alsook hoe deze fasen tot dusver al toegepast werden in bodemsaneringsprojecten. In een LCA worden alle relevante milieuparameters en processen geïnventariseerd en wordt voor het volledige saneringsproject de overeenstemmende "voetafdruk" gekwantificeerd.

Sommige LCA studies richten zich enkel op de CO₂-uitstoot, terwijl andere studies zich beperken tot het verbruik van elektriciteit en brandstof en de bijdragen geassocieerd met de fabricage van materialen en/of off-site diensten niet meenemen. De CO₂-voetafdruk is in feite een onderdeel van een volledige LCA van een saneringsvariant of anders gezegd, de CO₂-voetafdruk is een LCA waarbij de analyse zich beperkt tot emissies die een impact hebben op 'klimaatverandering'. *Door enkel de CO₂-voetafdruk te bepalen, worden mogelijk andere belangrijke milieu-impacten verwaarloosd en dit zou kunnen resulteren in een verschuiving van negatieve effecten op het milieu.*

LCA kan gebruikt worden om milieu-impacten van saneringsvarianten onderling te vergelijken (*prospectieve LCA*). Op basis van een voltooid bodemsaneringsproject kan ook een z.g. *retrospectieve LCA* uitgevoerd worden. Dergelijke analyse is bedoeld om het inzicht in de totale milieueffecten van een saneringstechnologie te vergroten en identificeert de belangrijkste bijdragers aan de milieu-impact. Op basis daarvan kunnen mogelijkheden worden geëvalueerd om bestaande technologieën en/of saneringsvarianten te optimaliseren. Een dergelijke aanpak is ook geschikt om LCA kaders voor de selectie van toekomstige saneringstechnologieën te verbeteren.

De literatuurstudie heeft aangetoond dat LCA geschikt is om de milieubelasting van saneringen te begroten. Maar, LCA geeft geen volledig beeld van de duurzaamheid van een saneringsvariant daar (nog) niet alle milieuaspecten in rekening (kunnen) gebracht worden. Ook neemt een LCA-studie geen sociale en economische aspecten mee. LCA toepassingen in bodemsaneringsprojecten komen beperkt voor en dit door een gebrek aan kennis over LCA bij saneringsdeskundigen, een gebrek aan invoergegevens (basiselementen) en een gebrek aan tijd. Bovendien vereist een LCA ook een interdisciplinaire kennis en/of samenwerking. Het grootste nadeel van LCA is de tijd nodig voor de inventarisatiefase en de daarmee gepaard gaande kosten.

Momenteel is de z.g. BATNEEC-afweging een onderdeel van de huidige standaardprocedure voor bodemsaneringsprojecten (OVAM, juni 2009). Het is een gewogen multi-criteria-analyse waarin 3 aspecten worden bekeken, n.l. de technische, financiële en milieuhygiënische aspecten. Bij de BATNEEC-methode staat het beperken van de restverontreiniging en de lokale risico's centraal en gaat er weinig aandacht naar de emissies die vrijkomen ten gevolge van de sanering en het verbruik van grondstoffen. Een LCA begroot wel de totale milieu-impact van een sanering gedurende de volledige levenscyclus, maar neemt dan weer geen financiële of technische aspecten mee en bovendien is het geen snelle analyse. In de volgende projectfase kan de algemene bruikbaarheid van LCA in bodemsaneringsprojecten nader geëvalueerd worden. Nagegaan zal worden of de huidige BATNEEC-afweging op basis van de LCA bevindingen (o.a. uit de literatuurstudie) aangepast kunnen worden en zo ja op welke wijze.

Inhoudstafel

	Samenvatting	5
1	Inleiding	9
2	LCA algemeen en toegepast in bodemsaneringsprojecten	11
2.1	Management van LCA projecten	13
2.1.1	Ontwerp van een LCA project	13
2.1.2	Context van een LCA project	13
2.1.3	Procesmanagement in LCA	14
2.1.4	Organisatie en opdrachtformulering	14
2.1.5	Rapporteren van een LCA project	14
2.2	Vaststelling van doel en reikwijdte	14
2.2.1	Doelbepaling	15
2.2.2	Vaststelling en reikwijdte	16
2.2.3	Functie, functionele eenheid, basiselementen en systeemgrenzen	16
2.3	LevensCyclusInventarisatie (LCI)	20
2.4	Effectbeoordeling (LCIA)	23
2.4.1	Selectie van effectcategorieën en klassificatie	24
2.4.2	Karakteriseringsmethode	25
2.4.3	Normalisatie	27
2.4.4	Weging	28
2.5	Interpretatie	28
3	Voorbeeld LCA bodemsaneringsproject	31
3.1	Achtergrondinformatie VOCl's, saneringstechnieken, LCA toepassingen	31
3.2	Vaststelling van doel en reikwijdte	32
3.2.1	Gevalstudie	32
3.2.2	Doel	32
3.2.3	Functionele eenheid	33
3.2.4	Reikwijdte	33
3.3	LCI	33
3.4	LCIA	33
3.5	Interpretatie	34
3.5.1	Prospectieve LCA resultaten	34
3.5.2	Zwaartepuntanalyse	34
3.5.3	Gevoeligheidsanalyse	36
3.6	Conclusie gebruik van LCA resultaten voor de vergelijking van saneringsvarianten	36
4	Literatuuroverzicht toepassing LCA in bodemsanering	37
4.1	Beinat et al. (1997)	37
4.2	Diamond et al. (1999)	39
4.3	LCA studies van bodemsaneringsprojecten	41
4.3.1	Keuze van de saneringsvarianten en -technieken	42
4.3.2	Vaststelling van doel en rijkweidte	42
4.3.3	Inventarisatie (LCI)	44
4.3.4	Effectbeoordeling (LCIA)	44
4.3.5	Interpretatie	45
5	LCA DATABANKEN en LCA SOFTWARE	55
5.1	LCA databanken en LCIA Methoden	55
5.1.1	LCA Software	55
5.1.2	LCI Databanken	55
5.1.3	LCIA methoden	57
6	Besluit	59

Bijlage 1:	Lijst van tabellen	63
Bijlage 2:	Lijst van figuren	65
Bijlage 3:	Bibliografie	67
Bijlage 4:	Lijst van afkortingen	71
Bijlage 5:	Bijlage A – Samenvattende tabel LCA studies beschreven in Suèr et al. (2004) en Lemming et al. (2010 a,b) en aangevuld met recente studies	73

1 Inleiding

Bij de keuze van een bodemsaneringstechniek zijn vaak meerdere partijen betrokken waaronder de eigenaar van de site, de erkende bodemsaneringsdeskundige, de overheid (OVAM), aannemers en eventueel ook omwonenden (buurtcomité). Tot nog toe werd bij de keuze van de techniek(en) voornamelijk gekeken naar minimalisatie van de lokale risico's (risicogebaseerde aanpak), de saneringsduur en financiële en technische overwegingen.

De totale milieu-impact van een sanering en het gebruik van gerecycleerde materialen en hernieuwbare energie krijgen steeds meer aandacht evenals de ontwikkeling van een geschikte methode om dit te begroten. De totale milieu-impact van een sanering neemt zowel de primaire effecten (i.e. effecten ten gevolge van (rest)verontreiniging) als secundaire effecten (i.e. milieu-effecten ten gevolge van de saneringswerken) in beschouwing. Om de milieu-impact van een bodemsanering te begroten, kan een LevensCyclusAnalyse (LCA) toegepast worden. LCA is een algemeen aanvaarde en toegepaste methode voor het evalueren en kwantificeren van milieueffecten die worden geassocieerd met het leven van een product of proces (van winning van grondstoffen, productie, transport tot afvalverwerking). LCA is bovendien een wijdverspreid instrument geworden, dat wordt toegepast ter ondersteuning van besluitvorming op milieugebied. Het doel van deze eerste projectfase is om informatie te verzamelen over het toepassen van een LCA op bodemsaneringsprojecten.

In voorliggend rapport wordt een overzicht gegeven van bestaande literatuur rond het toepassen van LCA in bodemsaneringsprojecten. Het management van een LCA project en de 4 LCA fasen (vaststelling van doel en reikwijdte, inventarisatie, effectbeoordeling en interpretatie) worden toegelicht in HOOFDSTUK 2. In dit hoofdstuk wordt ook verduidelijkt hoe met deze fasen en bijhorende begrippen wordt omgegaan in bodemsaneringsprojecten. In HOOFDSTUK 3 wordt een recent literatuurvoorbeeld toegelicht en komen alle begrippen uit het voorgaande hoofdstuk aan bod. Sinds eind jaren '90 zijn verschillende publicaties verschenen over LCA toepassingen in bodemsaneringsprojecten. In HOOFDSTUK 4 worden 17 publicaties vergeleken en worden de belangrijkste verschillen met betrekking tot aannames, keuzes, resultaten en aanbevelingen die van belang zijn voor LCA toepassing op bodemsaneringsprojecten, toegelicht.

In een LCA studie worden meerdere milieuparameters meegenomen o.a. CO₂, fijn stof, NO_x, SO_x, enz. Voor het uitvoeren van een LCA van een volledig saneringsproject dienen bijgevolg veel gegevens zoals saneringsparameters, conversiefactoren, energie- en brandstofverbruik van toestellen en machines, materiaalverbruik, emissies, enz. verzameld en geïnventariseerd te worden en dit vergt een aanzienlijke inspanning. Dit proces kan gestroomlijnd worden door de informatie te organiseren/inventariseren in tabellen of databanken (LCI). In de effectbeoordelingsfase (LCIA) worden vervolgens de milieuparameters toegewezen aan effectcategorieën o.a. humane toxiciteit, fotochemische smog, verzuring, enz. Verschillende buitenlandse instanties hebben al zulke LCI databanken aangemaakt, alsook effectbeoordelingsmethoden (LCIA) en softwareprogramma's voor het uitvoeren van de LCA. Enkel de LCI databanken, LCIA methoden en LCA softwarepakketten die aan bod komen in de publicaties over LCA toepassingen op bodemsaneringsprojecten, worden kort toegelicht in HOOFDSTUK 5.

2 LCA algemeen en toegepast in bodemsaneringsprojecten

Om de invloed van menselijke activiteiten op het milieu te beoordelen werd de milieugerichte levenscyclusanalyse (LCA) geïntroduceerd. LCA is een internationale gestandaardiseerde methode (ISO 14040, ISO 14044) voor het evalueren en kwantificeren van milieueffecten (milieuschade), die geassocieerd worden met de levenscyclus van een product of proces van grondstofwinning tot afvalverwerking (verbruik van niet-hernieuwbare grondstoffen, productieprocessen van materialen, transportprocessen, recyclageprocessen en afvalverwerking).

De International Organization for Standardization (ISO) heeft de principes en het kader voor het toepassen van LCA beschreven en geeft daarbij een duidelijk overzicht van de praktijk, toepassingen en beperkingen van LCA en dit voor een breed publiek gaande van mogelijke gebruikers tot betrokken partijen (belanghebbenden), inclusief deze met een beperkte kennis van LCA (ISO 14040, 2006¹).

In het rapport ISO 14044² (2006) worden de vereisten en enkele richtlijnen toegelicht. Uit deze rapporten kan afgeleid worden dat het methodologische kader van de LCA bestaat uit vier iteratieve fasen en dat tevens een goed management (§ 2.1) noodzakelijk is.

Deze 4 fasen zijn (Figuur 1):

- Vaststelling van doel en reikwijdte (§ 2.2)
- Inventarisatie (§ 2.3)
- Effectbeoordeling (§ 2.4)
- Interpretatie (§ 2.5)

In de volgende paragrafen 2.1, 2.2, 2.3, 2.4 en 2.5 wordt het management van een LCA toegelicht alsook de 4 LCA fasen (vaststelling van doel en reikwijdte, inventarisatie, effectbeoordeling en interpretatie). Telkens wordt kort aangegeven hoe bepaalde keuzes, aannames, gegevens, rekenmethodes, resultaten en conclusies in het rapport moeten worden opgenomen.

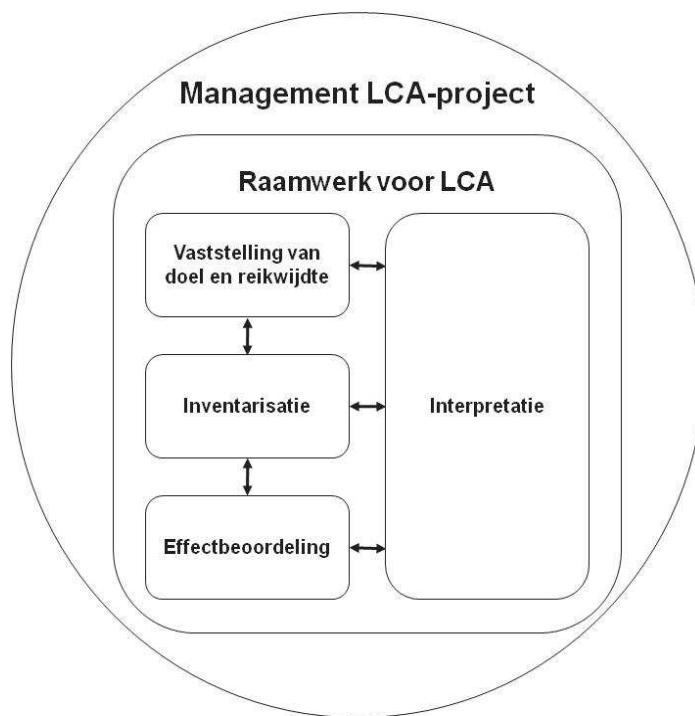
De opbouw van deze tekst en de omschrijving van een aantal aspecten, begrippen, figuren, ... is gebaseerd op Deel 2a van de uitgave getiteld "Levenscyclusanalyse: de ISO-normen uitgewerkt in een praktijkgerichte handleiding" (Guinée et al., 2002).

Ten slotte wordt toegelicht hoe de LCA fase wordt toegepast in bodemsaneringsprojecten alsook de belangrijkste begrippen en aspecten.

Voor het overzicht worden de tekstonderdelen die specifiek betrekking hebben op de toepassing van LCA in bodemsanering, afgedrukt in tekstkaders (grijze achtergrond).

1 <http://www.nen.nl/web/Normshop/Norm/NENENISO-140402006-en.htm>

2 <http://www.nen.nl/web/Normshop/Norm/NENENISO-140442006-en.htm>



Figuur 1: Methodologisch kader van LCA (rapport ISO 14044 (2006))

2.1 Management van LCA projecten

Een LCA project is meer dan een onderzoek alleen. De resultaten van het project kunnen gebruikt worden voor besluitvorming in het bedrijfsleven, in overheidsinstellingen of onafhankelijke instellingen. Een LCA onderzoek kan beslissingen over investeringen, beleidspunten of strategiebepaling richting geven. Een LCA proces kan ook op verschillende manieren uitgevoerd worden en dit wordt beschreven in het management van LCA projecten.

2.1.1 Ontwerp van een LCA project

De uitvoering van een LCA en het daarmee samenhangende proces moeten afgestemd zijn op het uiteindelijke doel. Dit betekent dat zowel de LCA klant als mogelijke belanghebbenden bij dit doel stil moeten staan. De LCA onderzoekers moeten het hoofddoel goed voor ogen houden, gezien dit de voorwaarden, resultaten en beperkingen van de LCA sterk kan beïnvloeden. Daarnaast dient de onderzoeker ook het ontwerp, de organisatorische opzet en het management van het daarmee samengaan proces te overdenken.

In een goed ontwerp worden alle belangrijke processen meegenomen, maar dient ook een duidelijk begin- en eindpunt gedefinieerd te worden. Er moet ook een geoptimaliseerde wisselwerking tot stand gebracht worden tussen de uitvoering van een LCA en het praktisch gebruik van de resultaten.

Over het algemeen kunnen er 4 stappen worden onderscheiden in het besluitvormingsproces van LCA:

1. Opdrachtformulering van het onderzoek;
2. Uitvoering van de LCA
3. Presentatie van de LCA met interpretatie;
4. Implementatie gebaseerd op de resultaten van de LCA.

2.1.2 Context van een LCA project

De reden waarom een LCA wordt uitgevoerd (context LCA) kan verschillend zijn, namelijk:

- 1 Globale verkenning van mogelijkheden:
Eerste indruk van de milieu-impact van verschillende mogelijkheden.
- 2 Bedrijfsinterne innovaties:
Bepalen van de milieu-impact van bedrijfsinterne productinnovaties, productontwikkeling of technische innovaties.
- 3 Sectorbrede innovaties:
Bepalen van de milieu-impact van productinnovaties, productontwikkeling of technische innovaties binnen een bedrijfssector.
- 4 Strategiebepaling:
Bepalen van de milieu-impact van verschillende strategische scenario's.
- 5 Toetsing/vergelijking:
Nagaan of een product voldoet aan de milieueisen, of om na te gaan of het ene product milieuvriendelijker is dan het andere.
- 6 Publieke vergelijkende bewering:
Een milieugerichte bewering over de superioriteit of gelijkwaardigheid van een product, ten aanzien van een concurrerend product dat dezelfde functie vervult.

Het bepalen van de besluitvormingssituaties voorafgaand aan de besluitvorming van LCA betekent niet dat de te nemen beslissing al vast staat. Het betekent slechts dat men zich gaat richten op een bepaald besluit.

2.1.3 Procesmanagement in LCA

Daar de resultaten van LCA projecten aan de basis liggen van beleidskeuzes, investeringen of andere belangrijke beslissingen, is het belangrijk dat het procesontwerp van de uitgevoerde LCA transparant is en dat beslissingen in kader van het LCA genomen zijn in overeenstemming met alle belanghebbenden (betrokken partijen).

De projectmanager dient alle betrokken partijen, die belang hebben bij de resultaten van de LCA analyse en het proces kunnen beïnvloeden, te contacteren. Het is aan de manager om te beslissen of het nodig is om voor beleidsoverwegingen meerdere partijen te betrekken in de besluitvorming of om juist het aantal betrokken partijen te beperken.

Eén van de belangrijkste richtlijnen in het besluitvormingsproces is dat besluiten op grond van consensus gemaakt dienen te worden. In principe dient ook een externe toetsing (kritische beoordeling door één of meerdere onafhankelijke deskundigen) te worden uitgevoerd. Een kritische beoordeling zorgt er immers voor dat:

- de bij de LCA gebruikte methoden stroken met de ISO-normen betreffende LCA;
- de gebruikte methoden technisch en wetenschappelijk onderbouwd zijn;
- de gebruikte gegevens geschikt zijn voor het doel van het onderzoek;
- de interpretatie de vastgestelde beperkingen en het doel van het onderzoek weerspiegelt;
- het rapport van het onderzoek transparant en consistent is.

2.1.4 Organisatie en opdrachtformulering

Van zodra de organisatorische structuur (betrokken partijen) vastgelegd is, kan de opdracht geformuleerd worden. De opdrachtformulering is nauw verbonden met de 1^e LCA fase (vaststelling van doel en reikwijdte) en moet niet te rechtvaardigen vereenvoudigingen en

extrapolaties van LCA resultaten naar andere onderzoeken vermijden. Een goede projectorganisatie (i.e. goed procesontwerp en een goed management) voorkomt dat de opdrachtformulering en/of de procesplanning tijdens de uitvoering van de LCA gewijzigd moeten worden.

2.1.5 Rapporteren van een LCA project

Het rapporteren is een cruciaal onderdeel van een LCA. Een technisch goed uitgewerkte LCA is van weinig waarde zonder een transparant en ondubbelzinnig verslag. Het gebruik van de resultaten door derden (bv. overheden) vereist dat deze derden kunnen zien welke keuzes en aannames gemaakt zijn, welke onderdelen van de levenscyclus zijn uitgesloten, welke gegevens er zijn gebruikt, etc. De basiskwaliteit van een LCA kan alleen worden gegarandeerd als alle genomen stappen duidelijk zijn gerapporteerd.

Een LCA resulteert vaak in product- of procesverbeteringen en bijgevolg dient een LCA regelmatig aangepast (herzien) te worden. Een LCA is met andere woorden een iteratief proces waarbij de gemaakte keuzes consistent zijn met het doel en reikwijdte van het onderzoek.

2.2 Vaststelling van doel en reikwijdte

In deze fase worden keuzes gemaakt in verband met het doel van de LCA, de beoogde toepassing, productalternatieven, de reikwijdte, etc. en deze keuzes bepalen het werkplan voor de hele LCA. Naast deze keuzes dienen ook hiaten opgelijst te worden alsook de informatie die nog bijkomend opgezocht dient te worden.

Het **doel** van het onderzoek wordt bepaald door de exacte vraagstelling, de doelgroep en de beoogde toepassing. De **reikwijdte** wordt bepaald door het tijdsbestek, het geografische en technologische bereik en de nauwkeurigheid van het onderzoek. Ten slotte worden de producten of processen, die het object zijn van de analyse, beschreven in termen van **functie, functionele eenheid, basiselementen (referentiestromen/elementaire stromen) en systeemgrenzen**.

Deze fase fungeert als uitgangspunt. Daarbij dient nagegaan te worden of het doel en de reikwijdte moeten bijgesteld worden en/of het project nog moet worden uitgevoerd. Verandering van het doel of de reikwijdte of andere grote modificaties kunnen immers een grote impact hebben op de resultaten van de LCA.

De algemene en specifieke onderwerpen, die aan bod moeten komen in de LCA, dienen in deze fase vastgelegd te worden, namelijk:

- keuzes van normen/referentiekader (b.v. vuilvrachtreductie en/of terugsaneerwaarden in bodemsanering);
- keuzes m.b.t. de bijzonderheden van de opbouw van productsystemen en scenario's (varianten) die geanalyseerd en/of vergeleken zullen worden;
- keuzes m.b.t. de betrouwbaarheid, geldigheid en gevoeligheid van LCA input en output;
- de mogelijkheid tot aanpassing van de bijzonderheden van het proces;
- de bedoeling van de te gebruiken benadering in de volgende fasen (waaronder toerekening (allocatie) en weging).

Verder dienen volgende aspecten uitgewerkt te worden:

- de context van de LCA en dit aan de hand van de besluitvorming;
- de lijst met de betrokken partijen (onderzoekersteam dat de LCA uitvoert, LCA opdrachtgever/klant, de doelgroep (gebruikers) en andere betrokken partijen, leden van een stuurgroep of begeleidingscommissie, deskundige beoordelaars of de beoordelingscommissie en de bevoegdheden en verantwoordelijkheden van de betrokken partijen;

- de regelingen over de aanpak van knelpunten indien meerdere belanghebbenden betrokken zijn.

2.2.1 Doelbepaling

In deze eerste stap wordt het doel van het LCA onderzoek gespecificeerd en gerechtvaardigd, waarbij het doel wordt uitgelegd en de beoogde toepassing van de resultaten wordt toegelicht, en dit in nauw overleg met de opdrachtgever van het onderzoek, de uitvoerder(s), de betrokken partij(en) en de beoogde gebruiker(s) van de onderzoeksresultaten.

In deze stap dienen volgende aspecten uitgewerkt te worden:

- Vastleggen van het doel (of doelen) van het onderzoek op ondubbelzinnige en transparante wijze. Niet alleen in termen van wat er moet gebeuren (vergelijken van systemen A en B, uitvoeren van een 'wie tot graf'-analyse, hot-spot-identificatie, enz.), maar ook de reden(en) voor het uitvoeren van het onderzoek. De beoogde toepassing(en) en beslissing(en), die moeten worden onderbouwd, dienen ook zo precies mogelijk gedefinieerd te worden.
- Aangeven waarom LCA het meest geschikte instrument is.
- Wanneer alternatieven vergeleken moeten worden, dan dient aangegeven te worden welke verschillen in resultaten groot genoeg zijn om te concluderen dat een bepaald alternatief milieuvriendelijker is dan het andere.

2.2.2 Vaststelling en reikwijdte

De reikwijdte wordt bepaald door **het tijdsbestek, het geografische en technologische bereik**, de gebruikte analysemethode en de nauwkeurigheid van het onderzoek. Alle milieu-ingrepen (relevante emissies en onttrekkingen) en alle milieu-effecten (relevante effectcategorieën) moeten worden opgenomen in het onderzoek. In geval van een vergelijking dient nagegaan te worden of het nuttig is om de LCA te beperken tot een verschilanalyse, waarin de delen van de levenscyclus die kwalitatief en kwantitatief identiek (of bijna identiek) zijn worden weggelaten.

2.2.3 Functie, functionele eenheid, basiselementen en systeemgrenzen

De **functionele eenheid** laat toe om twee of meerdere technologieën of producten met elkaar te vergelijken qua milieu-impact. Een functionele eenheid is een specifieke en meetbare omschrijving van de **functie** die het product/proces moet vervullen. Er wordt in de eerste plaats gekeken naar de functie van de technologie bv. de zuivering van 1 m³ water, de productie van 1 ton PVC, etc. Door de functie van het product/proces centraal te stellen, wordt voorkomen dat verschillen in kwaliteit (verschillen in het eindresultaat) tot een oneerlijke vergelijking leiden. Verschillende technologieën kunnen immers dezelfde functie op een meer of minder milieuefficiënte manier invullen.

De onderzoeker is het best geplaatst om een zinvolle functionele eenheid te definiëren. De functionele eenheid bepaalt al voor een deel welke levenscyclusfasen in de analyse worden meegenomen en dit wordt verder gespecificeerd door de **systeemgrenzen**. Systeemgrenzen zijn nodig om het systeem af te bakenen.

In principe kunnen de systeemgrenzen op twee manieren worden bepaald:

- 'cradle-to-grave' analyses (wie tot graf): In deze analyses worden alle processtappen van het winnen van grondstoffen tot de afvalfase meegenomen.
- 'cradle-to-gate' analyses (wie tot poort): In deze analyses wordt alleen de productie van een product geanalyseerd. Hierbij wordt bijvoorbeeld de gebruiksfase van het product niet meegenomen.

De processen die vallen binnen de systeemgrenzen, beperken zich niet alleen tot het productieproces van het product zelf, maar bevat ook alle stappen voor de productie van grondstoffen en hulpmaterialen. Voor elke stap binnen de systeemgrenzen dienen in de volgende fasen milieu-ingrepen bepaald te worden. Onder milieu-ingrepen worden de **basiselementen / elementaire stromen** begrepen namelijk de stromen uit het milieu (energie, grondstoffen en ruimte) alsook de stromen naar het milieu (emissies naar water, lucht en bodem, straling, geluid, warmte en afval).

De systeemgrenzen en de gemaakte keuzes (aannames) moeten ervoor zorgen dat de vereiste dataset voor de LCA toepassing (inventarisatiefase § 2.3) praktisch werkbaar blijft.

Vaststelling van doel en reikwijdte voor bodemsaneringsprojecten

In het bodemsaneringsproject (BSP) dienen door de erkende bodemsaneringsdeskundige (eBSD) een aantal saneringsvarianten voorgesteld te worden op basis van het conceptueel site model (CSM of weergave van de vastgestelde verontreinigingssituatie in bodem en/of grondwater, de (hydro)geologie, het gedrag van de verontreinigende parameters, aanwezigheid van infrastructuur, e.d.).

De keuze van de saneringstechniek (ex-situ/in-situ) is niet alleen afhankelijk van het CSM, maar zal ook verschillen naargelang het een sanering van een bronzone, een pluimzone of een combinatie van beide betreft. Voor de sanering van bronzones worden vaak agressieve technieken gekozen met een korte saneringsduur, terwijl voor een pluimzone meestal technieken met een langere saneringsduur gekozen worden, daar deze gericht zijn op de controle of het behandelen van restverontreiniging in het grondwater na sanering van de bronzone. In het BSP wordt aangenomen dat elke voorgestelde saneringsvariant na sanering de vooropgestelde normen of terugsaneerwaarden voor bodem en/of grondwater (i.e. normatieve keuze) bereikt. Voor de uitwerking van deze stap wordt verwezen naar de standaardprocedure bodemsaneringsproject (OVAM, 2009).

De context van een LCA in het kader van bodemsaneringsprojecten kan zijn:

- **globale verkenning** (1^e indruk van de milieu-impact van één of meerdere saneringsvarianten en/of saneringsonderdelen);
- **toetsing/vergelijking** (selectie van de “milieuvriendelijkste” saneringsvariant);
- **innovaties** (nagaan hoe aanpassing van het saneringsontwerp, saneringsmaatregelen en/of innovaties de totale milieu-impact van een saneringsvariant kunnen reduceren).

Uitgewerkte LCA toepassingen voor bodemsaneringsprojecten hebben aangetoond dat er een verband is tussen de context en het tijdstip waarop de LCA wordt uitgevoerd (Lemming et al., 2010 a). Op basis hiervan wordt bij bodemsaneringsprojecten gesproken van prospectieve LCA (vóór uitvoering van de sanering) en retrospectieve LCA (na afloop van de saneringswerken):

- **prospectieve LCA** is het vergelijken van saneringstechnieken gevolgd door de selectie van de meest geschikte techniek ter ondersteuning van de besluitvorming voorafgaand aan de sanering (i.e. globale verkenning en toetsing/vergelijking);
- **retrospectieve LCA** is een meer gedetailleerde beoordeling van de voltooide bodem-saneringswerken met als doel saneringstechnologieën te optimaliseren, kennis over milieu-effecten te verhogen en LCA kaders (raamwerken) voor het selecteren van geschikte toekomstige saneringstechnologieën te verbeteren (i.e. innovaties).

De betrokken partijen in geval van bodemsaneringsprojecten kunnen zijn:

- erkende bodemsaneringsdeskundigen;
- overheidsinstanties (o.a. de OVAM);
- terreineigenaars/saneringsplichtigen;
- buurtbewoners;
- aannemer saneringswerken;

- herontwikkelaars;
- grondreinigingscentra, bergingsinstallaties en/of stortplaatsbeheerders;
- ...

Indien een prospectieve LCA wordt uitgevoerd, dan zijn voornamelijk de “cursief” gedrukte belanghebbenden betrokken.

In kader van een BSP dient door de eBSD voor elke saneringsvariant al aangegeven te worden hoe deze is opgebouwd (i.e. alle saneringsonderdelen) en welke pompen, zuiveringsinstallatie, nutriënten, chemicaliën, ... voorzien worden. Hoe beter deze informatie in kaart gebracht en geïnventariseerd wordt, hoe betrouwbaarder de LCA resultaten zullen zijn. Daarom wordt aangeraden om van bij het begin van de LCA zoveel mogelijk gegevens met betrekking tot de sanering (saneringsonderdelen, saneringsaspecten en/of saneringsparameters) in kaart te brengen. In de volgende fasen van de LCA worden dan de nodige bijhorende invoergegevens verzameld (zie § 2.3 – inventarisatiefase).

→ Doelstelling BSP

Niet alleen het doel van de LCA toepassing dient toegelicht te worden, maar ook de reden voor het uitvoeren van het LCA onderzoek.

Algemeen kan bodemsanering geassocieerd worden met drie types van milieueffecten, namelijk primaire, secundaire en tertiaire effecten:

- *primaire effecten:*
dit zijn sitespecifieke lokale toxische effecten gerelateerd aan restverontreiniging in bodem en grondwater tijdens en na sanering. Deze milieueffecten variëren tussen saneringstechnologieën onderling omwille van verschillen in de saneringsefficiëntie en de saneringsduur (Diamond et al., 1999; Suèr et al., 2004; Cadotte et al., 2007 en Lemming et al., 2010 a). Deze effecten zijn ook moeilijker in te schatten voor in-situ technieken dan voor ex-situ technieken omwille van onzekerheden met betrekking tot restverontreinigingen.
- *secundaire effecten:*
dit zijn milieueffecten veroorzaakt door de sanering (i.e. saneringstechnieken) zelf als gevolg van het verbruik van grondstoffen en emissies ontstaan tijdens de verschillende levenscyclusfasen van het BSP (Diamond et al., 1999; Suèr et al., 2004, Cadotte et al., 2007, Sanscartier et al., 2010 en Lemming et al., 2010 a) (b.v. CO₂-uitstoot ten gevolge van transportbewegingen, fijn stof emissie en andere pollut emissies).
- *tertiaire effecten:*
hiermee worden milieueffecten bedoeld gerelateerd aan het (her)gebruik van de site na sanering. Bij de herontwikkeling van een brownfield kunnen de effecten van hergebruik van de site op levenscycli van andere regionale sites (gebruik van greenfield) meegenomen worden (Lesage et al., 2007 a,b). De tertiaire effecten gerelateerd aan de herontwikkeling van brownfields worden zelden meegenomen in LCA studies en komen ook in deze studie niet aan bod.

Niettegenstaande het saneren van een verontreinigde bodem de kwaliteit van het lokale milieu zal verbeteren, wordt de vraag gesteld wat de globale impact van een volledig saneringsproces op de milieukwaliteit is. Om de totale milieu-impact van een bodemsanering en in het bijzonder de secundaire effecten te begroten, kan een LCA toegepast worden. LCA is immers een algemeen aanvaarde en toegepaste methode voor het evalueren en kwantificeren van milieueffecten die worden geassocieerd met het leven van een product of proces (van winning van grondstoffen, productie, transport tot afvalverwerking).

Bij toepassing van LCA in BSP's kunnen **twee doelen** worden onderscheiden:

- het vergelijken van de totale milieu-impact van saneringsvarianten met als doel de “milieuvriendelijkste” variant te identificeren;
- het bepalen van de grootte van de bijdragen van de verschillende saneringsonderdelen of -aspecten aan de totale milieu-impact van de saneringsvariant, voor het ontwerpen van “groenere en duurzamere” (sub)varianten.

Wanneer in een LCA studie saneringsalternatieven vergeleken worden, dan kan de milieu-impact van de saneringsvarianten een bijkomend argument zijn in de keuze van de meest geschikte saneringsvariant. Daarom zou vastgelegd moeten worden wanneer de verschillen in de resultaten voldoende zijn om te concluderen dat het ene alternatief milieuvriendelijker is dan het andere. In de beschikbare LCA studies met betrekking tot bodemsanering worden deze verschillen nergens begroot. Het is de onderzoeker zelf (of team van experts), die de LCA resultaten analyseert en op basis daarvan aangeeft welke saneringsvariant de ‘milieuvriendelijkste’ is.

→ Vaststelling en reikwijdte BSP

De gehanteerde gegevens in de LCA moeten representatief zijn voor de huidige stand van zaken met betrekking tot onder andere de saneringstechnologieën in Vlaanderen (i.e. het geografische en technologische bereik). De totale duur van het LCA onderzoek (tijdsbestek) wordt uitgedrukt in manuren en is sterk afhankelijk van de tijd die nodig is voor het verzamelen of ‘updaten’ van de nodige gegevens betreffende de belangrijkste saneringsonderdelen en -aspecten.

Indien de in het BSP voorgestelde saneringsvarianten, bv. bioremediatie en P&T, voorafgegaan worden door een ontgraving, dan kan beslist worden om het saneringsonderdeel ‘ontgraven’ niet op te nemen in de LCA wanneer het te ontgraven bodemvolume identiek is en de grond wordt afgevoerd naar hetzelfde grondreinigingscentrum (GRC) of stort. In dit geval valt het saneringsonderdeel ‘ontgraven’ buiten de systeemgrenzen (zie ook volgende paragraaf).

→ Functionele eenheid, basiselementen en systeemgrenzen BSP

De functionele eenheid vervult een belangrijke rol bij het vergelijken van verschillende saneringsvarianten. De functionele eenheid moet zo goed mogelijk omschrijven wat men juist wil vergelijken. Indien de functionele eenheid is “korte termijn sanering tot op een op voorhand vastgelegd aanvaardbaar risiconiveau”, dan kunnen alleen technieken die voldoen aan deze functie vergeleken worden.

De *functionele* eenheid voor het vergelijken van saneringsvarianten is meestal het *saneringsdoel* (het saneren van eenzelfde volume verontreinigde bodem en/of grondwater tot vooropgestelde normen of terugsaneerwaarden voor bodem en/of grondwater). Daar de saneringsefficiëntie van een saneringsvariant afhankelijk is van de gekozen saneringstechnologie en leidt tot andere restverontreinigingen (concentraties aan verontreinigende stoffen die achterblijven na beëindiging van de sanering), wordt gesteld dat saneringsvarianten eenzelfde saneringsdoel bereiken, indien ze minstens de vooropgestelde normen of terugsaneerwaarden behalen. De verschillen in de restverontreiniging in bodem en/of grondwater tussen de twee saneringsvarianten worden in dit geval als ‘aanvaardbaar’ beschouwd. Voor alle saneringsvarianten die voldoen aan het saneringsdoel kan gesteld worden dat ze eenzelfde functie verstrekken en deze worden als ‘*functioneel equivalent*’ (gelijkwaardig) beschouwd.

Dus, de definitie van functionele eenheid voor bodemsaneringsprojecten is gebaseerd op het gesaneerde bodem- en/of grondwatervolume, al dan niet in combinatie met de te behalen normen en maakt het mogelijk om verschillende saneringsvarianten te beschouwen als functioneel equivalent. Om gelijkwaardig te zijn voor de besluitvorming moet ook de verwachte saneringsefficiëntie en de verwachte saneringsduur binnen aanvaardbare grenzen liggen (*de*

systeemgrenzen). Deze grenzen worden bij voorkeur aangegeven in samenhang met de functionele eenheid (Lemming et al., 2010 a).

Bij het vastleggen van de systeemgrenzen dienen keuzes gemaakt te worden met betrekking tot:

— **ruimtelijke aspect:**

voor elke saneringsvariant dient aangegeven te worden welke on-site en off-site activiteiten al dan niet worden meegenomen. Zo wordt duidelijk waar de emissies van vervuilende stoffen gerelateerd aan bodemsaneringswerken ontstaan en in het milieu terecht komen en kunnen de lokale milieuvoordelen en de lokale, regionale en mondiale milieunadelen in kaart gebracht worden.

— **tijdsaspect:**

het tijdsaspect heeft te maken met de saneringsduur van de saneringsvarianten en deze moet binnen aanvaardbare grenzen liggen. Het storten van verontreinigde bodem kan het milieu voor eeuwen beïnvloeden, terwijl thermische behandelingen een korte maar zeer intense impact hebben op het milieu. Deze tijdsafhankelijkheid is moeilijk mee te nemen in LCA toepassing en bijgevolg wordt voor saneringsprojecten weinig of geen rekening gehouden met details betreffende de temporele verdeling van activiteiten, emissies en effecten. Emissies in de toekomst worden even belangrijk geacht als deze die nu plaats vinden en bijgevolg worden alle emissies gesommeerd voor het berekenen van de totale tijdsgéïntegreerde uitstoot.

— **secundaire processen:**

Er dient duidelijk aangegeven te worden welke secundaire processen (productie van buizen, machines, elektriciteit, chemicaliën, andere materialen voor grondwaterzuivering, enz.) meegenomen moeten worden in de LCA.

Vervolgens dienen alle processen (inclusief de secundaire processen) gerelateerd te worden aan een aantal basiselementen. Hiervoor dienen alle saneringsonderdelen en -aspecten verder verijnd te worden tot saneringsparameters die vertaald kunnen worden naar verbruikte energie-hoeveelheden (bv. elektriciteit en fossiele brandstoffen), verbruikte materiaalhoeveelheden (PVC, HDPE, GAC, nutriënten, chemicaliën, beton, ...) en/of het inzetten van off-site diensten (storten van (gevaarlijk) afval, ...).

Welke saneringsonderdelen al dan niet worden opgenomen of beter gezegd de definitie van de systeemgrenzen is dus zeer belangrijk en deze worden vastgelegd in het begin van de LCA. Daar zowel de definitie van de functionele eenheid, de systeemgrenzen als de keuze van de basiselementen de LCA resultaten sterk beïnvloeden, is een goede wisselwerking tussen de betrokken partijen al nodig bij de opstart van de LCA. De aannames en keuzes die de eBSD maakt in de LCA dienen door de betrokken partijen (OVAM en eigenaar van de site) nagekeken te worden en eventueel bijgestuurd.

Parallel aan deze LCA studie heeft VITO een rapport opgesteld waarin de CO₂-voetafdruk van saneringsprojecten wordt besproken (Touchant et al., 2010). Het bepalen van de CO₂-voetafdruk van een volledig saneringstraject kan beschouwd worden als één onderdeel van een LCA. De CO₂-voetafdruk neemt immers enkel de CO₂-uitstoot die vrijkomt tijdens de uitvoering van de bodemsaneringswerken o.a. door de verbranding van fossiele brandstoffen, elektriciteitsverbruik van pompen, zuiveringsinstallaties, ... en materiaalverbruik voor leidingen, injectie, ... in beschouwing. Het definiëren van het doel, de functionele eenheid en de systeemgrenzen zit in dat VITO-rapport verrat in stappen 1 en 2, namelijk de selectie van de saneringsvariant met aanduiding van de relevante saneringsonderdelen (stap 1) en de uitwerking van het conceptueel ontwerp van de saneringsvariant, waarbij alle relevante saneringsaspecten worden aangeduid (stap 2). Het vastleggen van de basiselementen en de relevante saneringsparameters wordt in dat rapport toegelicht in stap 3.

2.3 LevensCyclusInventarisatie (LCI)

In de inventarisatiefase worden alle aspecten van het productsysteem of productsystemen verzameld die van invloed zijn op het milieu. Hoe beter deze informatie in kaart gebracht wordt en geïnventariseerd wordt, hoe betrouwbaarder de LCA resultaten zullen zijn. Daarom wordt eerst een zogenaamde **procesboom** opgesteld. Een procesboom heeft tot doel de leesbaarheid en inzichtelijkheid van het LCA rapport te verhogen. In de procesboom worden alle stappen van de productie of het proces weergegeven. Dit schema beperkt zich niet alleen tot het productieproces zelf, maar bevat ook alle stappen voor de productie van grondstoffen en hulpmaterialen. Dus, zoals al werd aangehaald in de vorige fase dienen voor alle stappen binnen de systeemgrenzen de milieu-ingrepen bepaald te worden, namelijk de basiselementen (energie en grondstoffen) en de emissies.

In de praktijk is het vaak niet mogelijk om alle LCA aspecten en bijhorende basiselementen op te nemen en bijgevolg worden ze geschat of afgekapt (weggelaten). Het fundamentele probleem is vaak de schaarste aan geschikte toegankelijke gegevens. Daar afkap een belangrijke impact kan hebben op de LCA resultaten wordt aangeraden om dit zoveel mogelijk te vermijden. De toerekeningsregels gaan meestal over het al dan niet toekennen van bepaalde processen aan het beoogde LCA proces.

In de inventarisatiefase worden volgende bijkomende grenzen gedefinieerd:

- Grens tussen het productiesysteem en het milieusysteem;
- Grens tussen processen die relevant/irrelevant zijn voor het productsysteem (afkapregels);
- Grens tussen het productsysteem onder beschouwing en andere productsystemen (toerekeningsregels).

Het belangrijkste resultaat van deze fase is de **ingrepen tabel** met daarin gekwantificeerde inputs vanuit (i.e. verbruik van basiselementen) en outputs naar het milieu (i.e. milieuparameters zoals emissies). Deze gegevens worden weergegeven in hun functionele (SI) eenheid (bv. in kg CO₂, mg fenol, kg ijzererts, m³ aardgas, MJ elektriciteit, etc.).

De inventarisatiefase (opmaak ingrepen tabel) van een volledige levenscyclusanalyse vergt veel tijd, maar gestructureerde tabellen zorgen ervoor dat de informatie praktisch werkbaar blijft. Gelukkig zijn er al **databanken** beschikbaar (zie HOOFDSTUK 5), waarin de milieu-ingrepen van een groot aantal productieprocessen zijn opgenomen. Om een idee te krijgen van de belangrijkste milieueffecten van een product of proces, kunnen aan de hand van deze databanken de relevante materialen en basisstappen geïnventariseerd worden. De databanken stellen immers informatie ter beschikking met elementaire stromen³ (basiselementen) waarvoor tevens effectbeoordelingsgegevens (zie § 2.4) beschikbaar zijn. De databanken kunnen dus aanzien worden als referentietabellen. De database 'ecoinvent 2.0' (§ 5.1.2) bijvoorbeeld bevat 1500 verschillende elementaire stromen.

De emissies worden nog verder onderverdeeld in 3 emissiecompartimenten, namelijk lucht, water (zoet/zout) en bodem (landbouw, industrie, ...). Afhankelijk van (1) het doel en de reikwijdte van het onderzoek (systeemgrenzen) en (2) de keuze van de effectcategorieën (zie § Effectbeoordeling (LCIA)), kunnen ook volgende inventarisatie-items belangrijk zijn:

- Landbezetting;
- Bodemverandering;
- Geluid(shinder);
- Geur(hinder);
- Gegevens over het gebruik van het product;
- Manier van afvalverwerking;

³ Er zijn 2 soorten elementaire stromen, namelijk de extracties onttrokken uit het milieu voor de productie van producten of diensten (bv fossiele grondstoffen) en de emissies die vrijkomen bij het produceren van de producten of diensten (bv CO₂).

— ...

Om de kwaliteit van de LCA te garanderen of eventueel te verbeteren, is dus een goede wisselwerking met de betrokken partijen nodig met betrekking tot het vastleggen van de systeemgrenzen, kwaliteit van de gegevens, enz.

→ Procesboom BSP

Voor elke saneringsmaatregel is energie en materiaal nodig, vinden allerlei emissies plaats, worden grondstoffen verbruikt en wordt ruimte in beslag genomen. Een procesboom voor een bodemsaneringsvariant geeft de voornaamste saneringsonderdelen en de belangrijkste basiselementen (gebruikte materialen, belangrijkste saneringsprocessen, afvalstromen, ... en emissies naar het milieu) visueel weer door middel van een schema. Voor elke saneringsvariant dient in het BSP een procesboom opgesteld te worden. Pijlen worden gebruikt om de fysieke richting van de stromen van de basiselementen aan te geven bv. van behandelen van verontreinigd grondwater naar lozen van behandeld grondwater op riolering (afvalstroom).

Diamond et al. (1999) waren één van de eerste auteurs die het algemeen raamwerk (LCF⁴) voor het gebruik van LCA voor bodemsanering hebben uitgewerkt. Deze onderzoekers gaven al aan dat alle activiteiten gerelateerd aan een bepaalde saneringsvariant aan levenscyclusfasen en subfasen konden toegekend worden en visueel voorgesteld konden worden aan de hand van een procesboom (Figuur 2).

De voor bodemsanering relevante levenscyclusfasen en subfasen zijn:

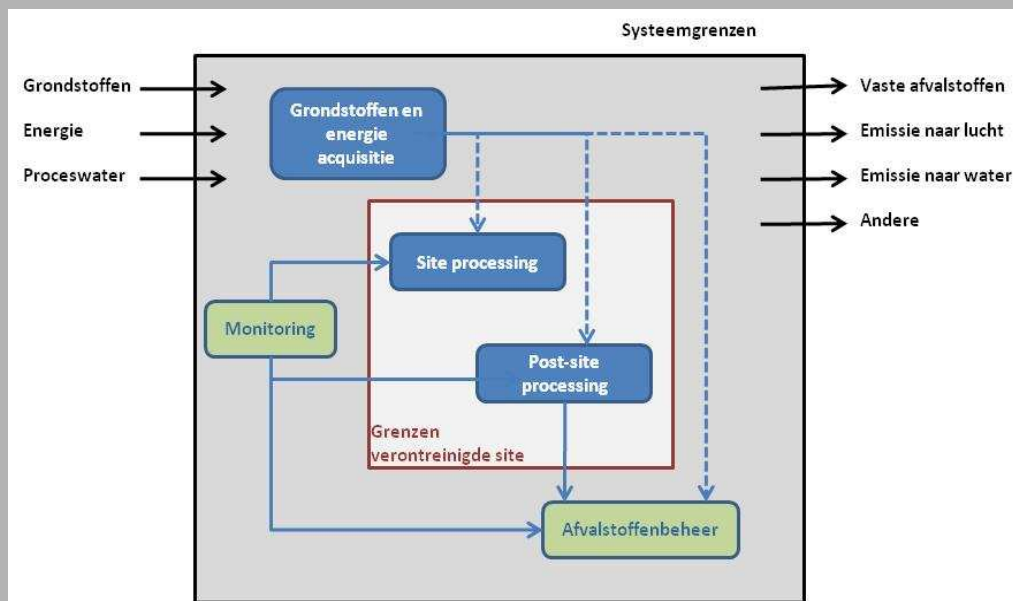
Levenscyclusfasen

- *aanwenden van grondstoffen* (o.a. materiaal voor horizontale of verticale afdichtingen, nutriënten voor bioremediatie, schone terug te storten grond) en verbruik van energie;
- *site processing* (o.a. on- en off-site reinigen van verontreinigde grond en grondwater),
- *post-site processing* (nazorgactiviteiten zoals veiligheidsmaatregelen, onderhoud van afdichtingen, controle m.b.t. uitloging en verspreiding).

Subfasen

- *transport* van grond, materialen, materieel, reagentia, afval, ... en distributie of (tijdelijke) opslag van materialen;
- *afvalbeheer* (technieken en/of controlesystemen om emissies gerelateerd aan de sanering te behandelen vóór introductie in het milieu)
- *monitoren*.

⁴ LCF komt van LifeCycle Framework



Figuur 2: Procesboom met levenscyclusfasen voor bodemsanering (Diamond et al., 1999)

→ Systeemgrenzen binnen LCI voor bodemsaneringsprojecten

Wat er juist verstaan wordt onder de grens tussen het productiesysteem en het milieusysteem wordt toegelicht aan de hand van 2 voorbeelden die in bodemsaneringsprojecten kunnen voorkomen:

- Een afvalstort wordt aanzien als een proces waaruit emissies plaatsvinden (emissies van organische stoffen zullen binnen 200 jaar in het milieu zijn opgenomen, voor emissies van zware metalen is deze tijd oneindig) (Guinée et al., 2002). De milieu-impact van een stort op langere tijdsschaal is moeilijk mee te nemen, maar deze is juist belangrijk voor de selectie van alternatieve oplossingen waarbij gekozen wordt om te storten of om niet te saneren;
- De uitstoot van gezuiverd rioolwater wordt als emissie in het milieu beschouwd, maar uitstoot in (lozen op) het rioleringssysteem niet. Omdat procesgegevens over rioolwaterzuivering soms moeilijk te verkrijgen zijn, zal in de praktijk dikwijls de rioolwaterzuivering uit de procesboom worden weggelaten. Dit moet duidelijk gerapporteerd worden en gerechtvaardigd als een saneringsaspect dat niet binnen de systeemgrenzen valt en waarvan bijgevolg de basis-elementen niet geïnventariseerd werden.

Het al dan niet meenemen van de productie van hulpmaterialen (nodig voor de sanering) in de LCA studie zal de LCA resultaten sterk beïnvloeden en leiden tot andere conclusies. Maar afkap is niet alleen het niet opnemen van bepaalde onderdelen, soms kunnen gegevens ontbreken en dient overwogen te worden of deze al dan niet geschat dienen te worden, bijvoorbeeld het al dan niet meenemen van de milieu-impact van laboratoriumanalysen.

De meeste saneringsprocessen maken gebruik van een grote hoeveelheid aan materialen (leidingen, GAC, afgedankte producten (b.v. kaaswei, melasse), ...). LCA onderzoekers moeten beslissen welke basiselementen (verbruikte energietypes, verbruikte materialen en off-site diensten) en milieu-ingrepen (afvalvorming en emissies), geassocieerd aan het saneringsproces, worden toegerekend aan de functionele eenheid en op welke wijze. Zo gebeurt de toewijzing van de milieueffecten van een vast grondreinigingscentrum (GRC) aan een bodemsaneringsvariant op basis van de totale capaciteit en de veronderstelde levensduur van het GRC. Het al dan niet meenemen van de impact van de herontwikkeling van een

brownfield op de levenscyclus van bv. greenfields (tertiaire effecten) vallen ook onder de toerekeningsregels.

→ Ingrepentabel voor een bodemsaneringsvariant

Bij het opstellen van een ingrepentabel voor één of meerdere saneringsvarianten moet het energie- en materiaalverbruik en het gebruik van off-site diensten geïnventariseerd worden, alsook de emissies naar het milieu. De gebruikte gegevens in een LCA studie moeten representatief zijn voor het beoogde onderzoek. Kwaliteitsvereisten met betrekking tot de gegevens verwijzen zowel naar de betrouwbaarheid als de validiteit van de gegevens. Diamond et al. (1999) hebben niet alleen procesbomen opgesteld voor 6 saneringstechnieken, maar ze hebben tevens de typische inputs (gebruikte basiselementen) en outputs (emissies naar milieu) van deze saneringstechnieken geïdentificeerd (§ 4.2).

Gestructureerde tabellen moeten ervoor zorgen dat de informatie met betrekking tot de saneringsonderdelen, saneringsaspecten, saneringsparameters, basiselementen (energietypes, verbruikte materialen en/of diensten) en milieuparameters (emissies, ...) praktisch werkbaar blijft. In de meeste gevallen gaat het over grote hoeveelheden aan elektronische gegevens, deels afkomstig uit databanken opgezet door anderen (HOOFDSTUK 5)

Parallel aan deze LCA studie heeft VITO een rapport opgesteld waarin de CO₂-voetafdruk van saneringsprojecten in detail wordt besproken (Touchant et al., 2010). De inventarisatie van het energie- en materiaalverbruik en off-site diensten en de inventarisatie van de conversiefactoren worden in dat rapport toegelicht in resp. stap 3 en stap 4. Deze studie gaf al aan dat het detailniveau van de saneringsparameters en de gehanteerde aannames, basiselementen en conversiefactoren de berekende CO₂-voetafdruk sterk beïnvloeden. Bijgevolg dienen de gemaakte keuzes tijdens de uitvoering van een LCA goed onderbouwd te worden en dit dient te gebeuren in nauw overleg met de betrokken partijen.

2.4 Effectbeoordeling (LCIA)

Tijdens de inventarisatiefase wordt, eventueel met behulp van databases, een grote hoeveelheid gegevens verzameld. De LCIA is de fase waarin de resultaten van de inventarisatie (ingrepentabel) verder worden verwerkt en geïnterpreteerd in termen van milieueffecten. Door de veelheid aan gegevens is het niet eenvoudig een conclusie te trekken over de milieueffecten van een product. Door uit de gegevens **scores** voor bepaalde milieueffecten te berekenen wordt het interpreteren van de resultaten vergemakkelijkt.

Voor het berekenen van de milieueffecten uit de milieu-ingrepen wordt gebruik gemaakt van wetenschappelijke informatie over het gedrag van stoffen in het milieu. Om bijvoorbeeld de invloed van emissies op het broeikaseffect te berekenen wordt gebruik gemaakt van de gegevens van het IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Voor de uitputting van minerale grondstoffen en fossiele brandstoffen wordt het verbruik gerelateerd aan de geraamde wereldvoorraad.

Vele gegevens voor de inventarisatiefase, zoals de factoren voor het berekenen van milieueffecten, kunnen uit *databanken* verkregen worden. Deze databanken bevatten ook lijsten met *effectcategorieën* en aan de hand van modellen kunnen de milieu-ingrepen verbonden worden aan geschikte *effectindicatoren* per effectcategorie.

De modelresultaten worden verkregen tijdens de karakteriseringsstap. Een facultatieve normalisatie geeft het aandeel van deze resultaten in mondiaal of regionaal verband. Ten slotte kunnen de resultaten van de effectindicator worden gegroepeerd en gewogen zodat zij ook de maatschappelijke voorkeuren van de verschillende effectcategorieën omvatten.

Bij een LCIA wordt aan iedere elementaire stroom (basiselement) een karakteristieke factor (conversiefactor) toegekend, die aangeeft in welke mate die elementaire stroom een impact heeft op datgene dat wordt onderzocht.

De verschillende soorten factoren die in een LCA aan bod kunnen komen, worden weergegeven in Tabel 1 en worden nog nader toegelicht in de tekst.

Naam factor	Beschrijving
Karakteristiek	Getal dat aangeeft hoeveel een standaardhoeveelheid van een stof bijdraagt aan een bepaald milieueffect.
Genormaliseerd	Door de karakterisatiescores te delen door de karakterisatiefactoren van een bepaald gebied gedurende een bepaalde tijdsduur ontstaan genormaliseerde milieuprofielen. Dus tijdens de normalisatie worden alle karakterisaties omgerekend naar een referentiesituatie bv. naar de jaarlijkse uitstoot van een gemiddelde Europeaan (PersoonsEquivalenten).
Gewogen	Aan de bekomen waarden (genormaliseerd of karakteristiek) kan een gewicht toegekend worden om tot een finale score te komen.
Schade	De mogelijke schade die een emissie kan veroorzaken kan beschreven worden met een factor. Dit kan aan de hand van het milieu, de karakteristieken van de deeltjes of aan de hand van een finale weging.

Tabel 1: Verschillende soorten factoren binnen een LCIA (Ecoinvent report 3, 2007; Detavernier, 2009)

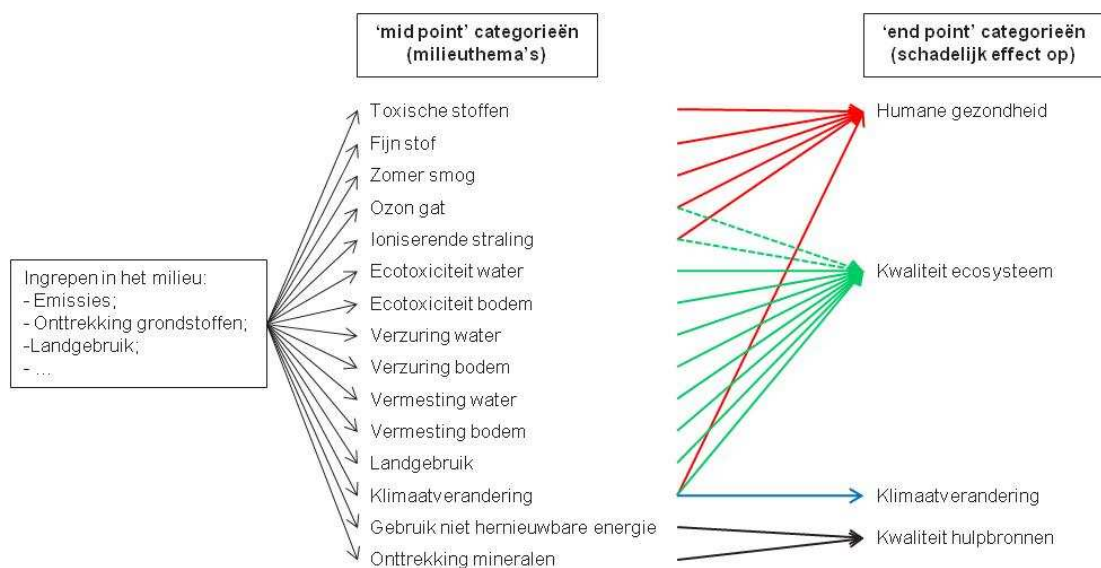
Voor een goede en praktisch werkbare LCA wordt aangeraden om het aantal milieuaspecten te beperken. Zo kan bijvoorbeeld voor het afvalbeleid de LCA analyse beperkt worden tot 3 milieuaspecten zijnde het broeikasgaseffect, gestort afval en de verspreiding van schadelijke stoffen.

2.4.1 Selectie van effectcategorieën en klassificatie

In deze stap moeten de onderzoekers de effectcategorieën selecteren die relevant zijn met betrekking tot het doel van hun specifiek LCA onderzoek.

De SETAC Working Group on Impact Assessment heeft hiertoe lijsten met de best beschikbare effectcategorieën uitgewerkt. Ze maken hierbij een onderscheid in 3 soorten effectcategorieën, n.l. “basiscategorieën”, “onderzoeksspecifieke categorieën” en “overige”. Milieu-ingrepen kunnen worden onderverdeeld in “mid-point” en “end-point” categorieën (Figuur 3; hierin wordt ‘klimaatverandering’ vermeld bij zowel ‘end point’ als ‘mid point’). Sommigen kennen de effecten van klimaatverandering deels toe aan humane gezondheid en deels aan kwaliteit ecosysteem. Anderen beschouwen klimaatverandering als een ‘end point’.

De ‘end point’ categorieën worden aanbevolen voor het uitvoeren van gevoeligheidsanalyses (interpretatiefase, § 2.5).



Figuur 3: 'Mid point' en 'end point' effectcategorieën (naar: Joliet et al., 2003)

2.4.2 Karakteriseringsmethode

In deze stap worden de ingrepen, die tijdens de classificatie op kwalitatieve wijze zijn ondergebracht bij een bepaalde effectcategorie, gekwantificeerd in termen van een gemeenschappelijke eenheid voor die categorie en dit leidt tot één enkele score, i.e. het *indicatorresultaat (niet genormaliseerd)*. Het resulterende cijfer voor een bepaalde effectcategorie wordt het effectindicatorresultaat genoemd, en de hele verzameling effectindicatoren het *milieuprofiel*.

De ingrepen in de ingreep tabel worden dus gekwantificeerd in termen van een gemeenschappelijke *effectindicator*. Om deze reden worden karakteriseringsmodellen gebruikt, waaruit de *karakteriseringsfactoren* worden afgeleid voor de afzonderlijke, vervuulende stoffen (i.e. de milieuparameters). Deze termen worden toegelicht aan de hand van enkele 'mid point' effecten zoals klimaatverandering en humane gezondheid.

Klimaatverandering

Klimaatverandering is gedefinieerd als het effect van menselijke emissie op het warmtestraling-absorberend vermogen van de atmosfeer. Dit kan op zijn beurt negatieve effecten hebben op het ecosysteem, de volksgezondheid en de materiële welvaart. De meeste van deze emissies vergroten het warmtestraling-absorberend vermogen, waardoor de temperatuur van het aardoppervlak stijgt, beter gekend als 'het broeikasgaseffect'.

De uitstoot van broeikasgassen wordt uitgedrukt in CO₂-equivalenten, afgekort CO₂-eq. Dit is de rekeneenheid om de bijdrage van broeikasgassen aan het broeikaseffect onderling te kunnen vergelijken. Het is gebaseerd op de GWP factor (Global Warming Potential) die de mate uitdrukt waarin een gas bijdraagt aan het broeikaseffect (i.e. het vermogen van een stof om infrarode straling te absorberen). Zo heeft methaan een GWP100 van 21 CO₂-eq. Dat houdt in dat 1 kilo methaan over een periode van 100 jaar 21 maal zoveel aan het broeikaseffect bijdraagt als 1 kilo CO₂. N₂O heeft een GWP van 310 CO₂-eq. Het GWP-concept is ontwikkeld door het Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).

Effectcategorie	Klimaatverandering
LCI resultaten	Emissie van broeikasgassen in de lucht (in kg)
Karakteriseringsmodel	Model ontwikkeld door IPCC dat het GWP van verschillende broeikasgassen specificeert
Effectindicator	Infrarood warmtestralingabsorberend vermogen (W/m ²)
Karakteriseringsfactor	Global Warming Potential* voor een tijdshorizon van 100 jaar (GWP ₁₀₀) voor elke emissie van broeikasgas naar lucht (in kg CO ₂ -equivalent/kg emissie)
Eenheid van indicatorresultaat	Kg (CO₂-eq.)

Humane gezondheid

Deze effectcategorie beslaat de effecten van toxische stoffen in het milieu op de volksgezondheid.

Effectcategorie	Humane toxiciteit
LCI resultaten	Emissies van toxische stoffen naar lucht, water en bodem (in kg)
Karakteriseringsmodel	USES 2.0 model (RIVM) dat het lot, de gevolgen van blootstelling en de effecten van toxische stoffen beschrijft, aangepast voor LCA
Effectindicator	ADI (Acceptable Daily Intake of Predicted Daily Intake)**
Karakteriseringsfactor	Human Toxicity Potential (HTP) voor elke emissie van een toxische stof in lucht, water en/of bodem (in kg 'stof'-equivalent/kg emissie)
Eenheid van indicatorresultaat	Kg (stof-eq.)

Andere baseline effectcategorieën zijn uitputting van abiotische grondstoffen, aantasting van de ozonlaag, ecotoxiciteit, zomersmog, verzuring en vermesting:

— **uitputting van abiotische grondstoffen:**

Hieronder wordt het gebruik van niet hernieuwbare grondstoffen (mineralen en fossiele brandstoffen) verstaan. De score voor dit milieueffect (dimensieloos) wordt berekend door het gebruik van de grondstof te delen door de totale wereldreserves.

— **aantasting van de ozonlaag**

dit is de afname van het ozongehalte in de hogere lagen van de atmosfeer verstaan, waardoor de schadelijke ultraviolette straling van de zon (UV-straling) meer kan doordringen tot het aardoppervlak. Door een stijging van de UV-stralingsintensiteit neemt de kans op bv. huidkanker bij mens en dier toe en wordt de plantengroei belemmerd. De

* potentieel vermogen tot opwarming van de aarde

**idem TDI of RfD in andere humane modellen

grootste veroorzaker van de afbraak van ozon is CFK-11 (een Chloorfluorkoolwaterstof). Zoals voor GWP is voor dit milieueffect de ODP factor (Ozon Depletion Potential) ontwikkeld, met CFK-11 als referentiestof.

— **ecotoxiciteit:**

beslaat de schadelijk effecten van toxische stoffen in het milieu op het ecosysteem (micro-organismen, invertebraten, planten en vertebraten in water en bodem). Het wordt nog verder opgesplitst naar aquatische ecotoxiciteit (emissie naar zoet- of zoutwater), terrestrische ecotoxiciteit (emissie naar bodem), sediment ecotoxiciteit (zoet- of zoutwater). Meestal wordt gebruik gemaakt van de voorspelde concentratie in het beoogde compartiment/NOEC (No Observed Effect Concentration).

— **zomersmog:**

hierbij ontstaat ongewenst ozon in de ondiepe atmosferelagen, door reactie tussen zuurstof, vluchtige organische stoffen en stikstofdioxiden (NO_x), onder invloed van zonlicht. De hogere concentratie van ozon en oxidanten in de lucht leidt o.a. tot schade aan levende cellen. Om de vorming van zomersmog te kwantificeren is de *POCP factor* (Photochemical Ozone Creation Potential) ontwikkeld, met etheen als referentiestof.

— **verzuring:**

ontstaat als gevolg van verontreiniging van de lucht met zwaveldioxide, ammoniak en stikstofoxiden. Het verzurend vermogen van een stof wordt veroorzaakt doordat deze stof in reactie met water positieve waterstofionen (H^+) kan afsplitsen. Een gevolg van de depositie van verzurende stoffen is dat planten niet voldoende voedsel kunnen opnemen o.a. door uitloging van voedingsstoffen en aantasting van de wortelharen. Ook vogeleieren of andere kalkhoudende voorwerpen worden aangetast. De *AP factor* (Acidification Potential) is gebaseerd op de hoeveelheid waterstofionen die een stof kan afscheiden, met zwaveldioxide als referentiestof.

— **vermesting / eutrofiëring:**

hieronder wordt een overmatige toevoer verstaan van stikstof en/of fosfaat naar het ecosysteem. Eutrofiering ontregelt de natuurlijke ecosystemen waardoor bijvoorbeeld de oorspronkelijke plantensoorten verdwijnen en algenbloei en vissterfte kan optreden. Vermesting wordt uitgedrukt in het vermogen van een stof om organismen (algen) te laten groeien ten opzichte van fosfaat (PO_4^{3-}) en wordt uitgedrukt door middel van de *NP factor* (Nitrification Potential).

— **Ontbrekende karakteriseringsfactoren:**

vaak ontbreken deze factoren in LCA studies, bijvoorbeeld voor een aantal emissies van toxische stoffen zijn er geen 'toxicity potentials' terug te vinden in de databanken. Deze ontbrekende karakteriseringsfactoren kunnen dan eventueel berekend, geschat of geëxtrapoleerd worden. Vanwege gebrek aan kennis en/of tijd is dit vaak niet haalbaar. Er zijn bijvoorbeeld geen karakteriseringsfactoren beschikbaar voor emissies van dioxines naar lucht.

2.4.3 Normalisatie

Dit wordt gedefinieerd als de berekening van de grootte van de indicatorresultaten in verhouding tot referentie-informatie of anders gezegd de beschrijving van de relatieve bijdrage van elk van de effectscores aan het totale milieuprobleem (i.e. effectscore van alle bestaande producten samen) en dit op een bepaalde schaal (bv. Europa). De referentie-informatie kan dus in verband staan met een gegeven gemeenschap (bv. België, de EU of de wereld), een persoon of een ander systeem, in een bepaalde tijdsperiode.

2.4.4 Weging

Dit is een facultatieve stap in de effectbeoordeling, waarin de (genormaliseerde) indicatorresultaten voor elke effectcategorie numerieke factoren toegewezen hebben gekregen naargelang hun relatieve gewicht. De indicatorresultaten kunnen vermenigvuldigd worden met deze factoren en mogelijk geaggregeerd worden tot één eindscore, die de totale milieubelasting van het beoordeelde product/proces vertegenwoordigt. Weging kan gebaseerd zijn op waardeoordelen bijvoorbeeld de monetaire weging of opinies van experts. Sleeswijk et al. (2010) hebben de weegmethoden voor LCA geïnterpreteerd en onderverdeeld in 5 categorieën met elk zijn voor- en nadelen. De 5 categorieën zijn: (1) de single issue-methode waaronder de CO₂-voetafdruk valt, (2) weging op basis van technologische omrekening met als meest bekende de ecologische voetafdruk, (3) monetaire weging, (4) panelweging en (5) weging op basis van distance-to-target.

→ Effectbeoordeling BSP

Elk saneringsproces kan uitgedrukt worden als milieu-ingrepen waarvan de effecten kunnen worden ingedeeld in categorieën, o.a. de milieuthema's verzuring, vermesting, klimaatverandering, ruimtebeslag, ...

Elk saneringsproces levert met andere woorden een zekere bijdrage aan verschillende effectcategorieën.

De uitkomst van de LCA studie – het milieuprofiel – is een opsomming van elk van deze bijdragen, die uitgedrukt worden in de vorm van effectscores (indicatorresultaten). Deze (niet genormaliseerde) scores kunnen meestal niet zomaar opgeteld worden omdat ze uitgedrukt worden in andere eenheden. Op basis van deze scores is het ook zeer moeilijk om saneringsvarianten onderling te vergelijken en daarom worden deze scores genormaliseerd (i.e. bepalen van de bijdrage aan de totale score van een bepaald milieuthema binnen een bepaald gebied (België of Europa)).

Om een uiteindelijke keuze te maken kunnen de genormaliseerde indicatorresultaten van verschillende effectcategorieën tegen elkaar afgewogen worden, zodat per saneringsvariant uit de gezamenlijke effectscores één of een beperkt aantal eindscore(s) kan worden afgeleid (zie § 2.5). Aan de hand van het milieuprofiel kan afgeleid worden welke milieueffecten een belangrijke rol spelen in de levenscyclusanalyse van een BSP.

De effectbeoordeling van een bodemsaneringsvariant komt ook aan bod in HOOFDSTUK 3, waar een recent literatuurvoorbeeld wordt toegelicht. In HOOFDSTUK 4 wordt op basis van verschillende LCA studies van bodemsaneringsprojecten, aangegeven welke LCIA methodes daarin werden toegepast. LCA softwareprogramma's en LCA databanken, die gehanteerd worden voor het uitvoeren van LCA in bodemsaneringsprojecten worden besproken in HOOFDSTUK 5.

2.5 Interpretatie

Het milieuprofiel (al dan niet genormaliseerd en/of gewogen) is het belangrijkste resultaat van de effectbeoordeling en dient in deze fase geïnterpreteerd te worden. In deze fase worden ook conclusies en aanbevelingen geformuleerd.

Aan de hand van de voorgaande fase (effectbeoordeling) werd duidelijk dat het aantal milieueffecten waarvoor een score kan worden berekend vrij groot kan zijn. Om het aantal te beoordelen scores te beperken kunnen de verschillende milieueffecten gewogen worden. De wegingsfactoren kunnen op basis van vele verschillende uitgangspunten worden bepaald en zijn daardoor subjectief. In het verleden werd door middel van weging één enkele milieuscore berekend. Een voorbeeld van een dergelijke milieuscore is de 'eco-indicator'. Tegenwoordig

wordt een beperkt aantal scores berekend die samenhangen met gebieden waar de samenleving waarde aan hecht, bv. de Recipe-methode of IMPACT 2002+ (zie HOOFDSTUK 5).

Via diverse softwareprogramma's kan LCA toegepast worden, mits de nodige milieugegevens van alle processen uit de levenscyclus van het product of techniek gekend zijn. Er zijn LCA databases beschikbaar die de gegevens voor de belangrijkste processen bevatten. In sommige softwareprogramma's zijn één of meer databases ingebouwd. Andere softwareprogramma's zijn zo ingericht dat de gebruiker zelf de nodige databases kan inlezen.

In een vergelijkende LCA kunnen de scores van verschillende producten met elkaar worden vergeleken. Een product waarvan alle scores duidelijk lager zijn dan van een ander product kan dan als minder milieubelastend worden beschouwd. Bij het beoordelen van een productontwerp kan gekeken worden welke onderdelen of fasen uit de levenscyclus relatief veel bijdragen aan de scores. In een herontwerp kan nog eens goed naar dat onderdeel worden gekeken om de milieubelasting van het product/proces verder te verminderen.

Bij de inventarisatie en rapportage van kwantitatieve resultaten dienen de waarden die grootheden weergeven (massa of volume), uitgedrukt te worden in eenheden (SI-eenheden) en deze dienen steeds duidelijk vermeld te worden. Goede grafische voorstellingen van de LCA resultaten zullen de interpretatie van de LCA resultaten bevorderen.

In de interpretatiefase krijgen volgende punten extra aandacht en wordt dit alles goed gerapporteerd:

- **Controle** (ev. ook door een expert) van de keuze van aannames en invoergegevens en de gebruikte rekenmodellen op hun:
 - consistentie (consistent met het doel en de reikwijdte van de LCA);
 - volledigheid (correcte procesboom, ontbrekende processen, alle relevante basiselementen en emissies gekend, conversiefactoren beschikbaar, ...)
- **Afkapregels en onzekerheden** (o.a. van gegevens) dienen goed in beeld gebracht te worden omdat deze de nauwkeurigheid van de berekende LCA resultaten bepalen:
 - Verschillen in gegevensbronnen;
 - Verschillen in technisch niveau (pilootproef of grootschalige technologie);
 - Temporele verschillen (recente ontwikkelingen of mengeling van oude en nieuwe);
 - Leeftijd van de gegevens (recent of 5 jaar oud of ouder);
 - Geografische verschillen (Europees niveau, 1 EU-staat of 1 fabriek);
 - Verschillen in functie van de 2 producten of processen.
- Uitvoeren van een **zwaartepuntanalyse**, die de bijdrage van de verschillende milieuparameters aan de resultaten (milieuscore) berekent.
- Uitvoeren van een **gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse**. Informatie over de robuustheid van de LCA resultaten is nodig indien de LCA gebruikt wordt als een besluitvormingsondersteunend instrument. Via de gevoeligheidsanalyse wordt nagegaan aan welke invoervariabelen de LCA resultaten gevoelig zijn.
- Formuleren van **conclusies en aanbevelingen**.

→ Interpretatie LCA resultaten BSP

Bij het maken van een milieubewuste keuze tussen saneringsvarianten kunnen de resultaten van een levenscyclusanalyse (LCA) een goed hulpmiddel vormen.

De resultaten van een LCA studie geven echter meestal niet direct een antwoord op de vraag welke saneringsvariant nu uiteindelijk de 'milieuvriendelijkste' (i.e. minst milieubelastende) is. Dit komt door de grote complexiteit van de verschillende milieu-aspecten die verbonden zijn aan bodemsanering.

Zoals al aangegeven in de effectbeoordeling (§ 2.4), kan elk saneringsproces uitgedrukt worden in milieu-ingrepen die toegekend kunnen worden aan verschillende effectcategorieën. De uitkomst van de LCA studie – het milieuprofiel – is dus een opsomming van elk van deze bijdragen (effectscores of indicatorresultaten).

Op de vraag welke saneringsvariant in globaliteit voor het milieu het minst belastend is, is dus geen objectief antwoord mogelijk, tenzij één van de saneringsalternatieven op alle milieuthema's tegelijk het beste scoort, of wanneer er een "volgorde van belangrijkheid" wordt gedefinieerd aan de verschillende milieuthema's.

Aan de hand van het door de LCA gedefinieerde milieuprofiel kan wel afgeleid worden welke milieueffecten een meer of minder belangrijke rol spelen bij de verschillende saneringsvarianten gedefinieerd in het bodemsaneringsproject (zwaartepuntanalyse).

3 Voorbeeld LCA bodemsaneringsproject

De milieueffecten van een met TCE-gecontamineerde site in Kopenhagen, gelegen in een drinkwaterwinningsgebied (op 2000 m van de drinkwaterwinning), werden door Lemming et al. (2010 b) geëvalueerd aan de hand van een levenscyclusanalyse (LCA). De drie geselecteerde saneringstechnieken voor de TCE-kernzone waren *ERD* (enhanced reductive dechlorination/gestimuleerde natuurlijke afbraak), *ISTD* (In-Situ Thermische Desorptie) en ontgraving in combinatie met off-site behandelen en storten. De LCA studie neemt de primaire effecten (lokale toxische effecten) gerelateerd aan uitloging van de verontreiniging naar grondwater en humane blootstelling via drinkwater mee in beschouwing.

3.1 Achtergrondinformatie VOCl's, saneringstechnieken, LCA toepassingen

VOCl's (vluchtige gechloreerde solventen) behoren tot de meest voorkomende verontreinigende stoffen in bodem en grondwater. Tetrachlooretheen (PCE) en trichlooretheen (TCE) worden gebruikt als solventen, o.a. in de droogkuissector en metaalverwerkende industrie. Niet alleen in de VS behoren zij tot de meest voorkomende groep van organische verontreinigingen op prioritair te saneren sites. PCE (ook PER genoemd) is ook in Vlaanderen het solvent dat momenteel door het merendeel van de droogkuisen gebruikt wordt omwille van zijn goede reinigingseigenschappen en onbrandbaarheid (VLABOTEX). PCE is echter ook een potentieel carcinogeen, heeft een lange levensduur, verspreidt zich gemakkelijk in het milieu en is bijgevolg opgenomen in de prioritaire stoffenlijst (Kaderrichtlijn Water; KRW).

De dechlorinatie van PCE via TCE tot cis-dichlooretheen (cis-DCE) is een relatief snel proces en kan gemakkelijk gestimuleerd worden, terwijl de verdere afbraak van cis-DCE tot vinylchloride (VC), en vooral van het zeer toxische VC tot etheen, significant trager verloopt (zie o.a. CGP anaërobe bioremediatie van VOCl's; www.ovam.be).

Saneringstechnieken voor VOCl's zijn (zie o.a. CGP VLABOTEX, www.ovam.be):

- **Ex-situ:** ontgraving en Pump and Treat (P&T), waarbij vervuild(e) grond/grondwater wordt ontgraven/onttrokken en on-site of off-site wordt behandeld.
- **In-situ:** multifasenonttrekking/hogvacuumonttrekking/bodemluchtextractie/persluchtinjectie, ISCO (in-situ chemische oxidatie), in-situ chemische reductie met nulwaardig ijzer, gestimuleerde natuurlijke afbraak, en solvent/detergentspoeling. Al deze technieken zijn ofwel gericht op fysische verwijdering met bovengrondse zuivering, of op in-situ afbraak.

Volgens Lemming et al. (2010 b) focussen LCA studies gericht op de sanering van VOCl's zich voornamelijk op technieken die de pluimzone saneren (i.e. in-situ permeabele reactieve wanden, P&T, anaërobe bioremediatie). LCA voor in-situ saneringsmethoden voor verontreinigingskernen werd volgens deze onderzoekers nog niet toegepast. Daarnaast werd ook gesteld dat LCA studies die primaire effecten in beschouwing nemen enkel algemene karakteriseringsfactoren gebruiken die geen rekening houden met het sitespecifieke gedrag van contaminanten en de blootstelling eraan. De studies richten zich immers voornamelijk op de effecten op oppervlaktewater of bodem en de primaire effecten op het grondwater worden volgens de onderzoekers tot nog toe niet meegenomen in LCA studies. Dit is te wijten aan het feit dat het compartiment grondwater niet als emissie- of impactcompartiment is opgenomen in de toegepaste modellen voor de levenscyclus-inventarisatie (LCI) en de levenscyclus-effectbeoordeling (LCIA). De primaire effecten op grondwater zijn nochtans zeer relevant voor de keuze van de meest geschikte saneringsmaatregel(en).

Daar de karakteriseringsfactoren voor toxische emissies onvoldoende het gedrag van VOCI's op verontreinigde sites in beschouwing nemen, werd door de onderzoekers in deze LCA studie een sitespecifieke beoordeling uitgewerkt. Deze beoordeling brengt zowel de diepere bodemlagen als het grondwater⁵ in rekening, alsook de vorming van dochterproducten tijdens de biologische afbraak van VOCI's, waarbij vooral het toxische vinylchloride problematisch kan zijn. Bovendien werden site-specifieke blootstellingsparameters gebruikt voor de berekening van blootstellingsconcentraties en het aantal blootgestelde mensen. Deze gevalstudie nam de primaire effecten gerelateerd aan humane blootstelling via ingestie van verontreinigd grondwater (ten gevolge van uitloging) in beschouwing en begrootte deze met behulp van een uitloogmodel. Primaire ecotoxische effecten in grondwater werden niet meegenomen. Ook emissies naar oppervlaktewater werden niet in beschouwing genomen daar verondersteld werd dat de grondwaterpluim volledig door de stroomafwaarts gelegen drinkwaterwinning (onttrekkingsputten) wordt verwijderd (opgevangen).

3.2 Vaststelling van doel en reikwijdte

3.2.1 Gevalstudie

De bestudeerde site was een met TCE-gecontamineerde site gelegen in een drinkwaterwinningsgebied in Kopenhagen (op ongeveer 2000 m van de drinkwaterwinning). De site werd tot 1986 gebruikt als metaalatelier, houtbewerkingsatelier, etc. De verontreinigde kernzone bevindt zich op een diepte van 3 tot 8 m-mv en beslaat een oppervlakte van 140 m² (i.e. een bodemvolume van 700 m³). De vuilvracht aan TCE werd geschat op 40 kg. Onder de kleiige leemlaag waarin de verontreiniging voorkomt, bevindt zich een waterhoudende kalksteenlaag waaruit water wordt opgepompt door de stroomafwaarts gelegen drinkwaterwinning.

In de LCA studie werden drie saneringstechnieken vergeleken die ingezet kunnen worden voor de sanering van een met TCE verontreinigde kernzone, namelijk:

- ERD (in-situ bioremediatie gebaseerd op bioaugmentatie en biostimulatie);
- STD (in-situ thermische desorptie) in combinatie met extractie en bovengronds reinigen;
- EXC (Ontgraven in combinatie met off-site behandelen en storten).

In kader van deze studie werd uitloging naar grondwater gemodelleerd en de resultaten werden gebruikt om de blootstellingsconcentraties ter hoogte van de drinkwaterwinning in te schatten en de daarmee gepaard gaande humane toxiciteitseffecten. Natuurlijke afbraak van TCE via anaerobe reductieve dechlorering werd verondersteld plaats te vinden tegen een lage snelheid op basis van veldwaarnemingen. Voor een gedetailleerde beschrijving van de saneringsvarianten en voor meer informatie met betrekking tot het uitloogmodel wordt verwezen naar het artikel zelf (Lemming et al., 2010 b).

3.2.2 Doel

De prospectieve LCA studie had 2 doelen:

- het vergelijken van de totale milieu-impact van de 3 saneringsvarianten (ERD, ISCO en EXC) met als doel de milieuvriendelijkste variant te identificeren. Naast de 3 varianten werd tevens het referentiescenario 'geen actie' meegenomen in de beoordeling. In dit referentiescenario (NoA), dat geen extra keuzemogelijkheid is, werden enkel de jaarlijkse monitoringsactiviteiten voor het evalueren van de (niet gestimuleerde) natuurlijke afbraak in grondwater meegenomen.

⁵ Het zijn net deze 2 compartimenten die in geval van een VOCL-verontreiniging verantwoordelijk zijn voor het grootste deel van de verontreiniging die terecht komt in de atmosfeer.

- het bepalen van de grootte van de bijdrage van de verschillende saneringsonderdelen of -aspecten aan de totale milieu-impact van de saneringsvariant.

Voor elke saneringsvariant werd tevens een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd om het belang van een bepaalde invoerparameter na te gaan, namelijk:

- de hoeveelheid melasse (ERD);
- de elektriciteitsbron (ISTD);
- de transportafstand van verontreinigde grond (EXC).

3.2.3 Functionele eenheid

Zoals al aangegeven in het voorgaande hoofdstuk is de definitie van de functionele eenheid voor bodemsaneringsprojecten gebaseerd op het gesaneerde bodem- en/of grondwatervolume en dit al dan niet in combinatie met de te behalen saneringsnormen (saneringsdoel).

Het te saneren bodemsaneringsvolume in deze gevalstudie bedroeg 700 m³, waarbij 98% van de vuilvracht verwijderd dient te worden. Het saneringsdoel was zodanig gekozen dat uitloging naar het dieper grondwater (drinkwaterwinningslaag) zo beperkt is, dat de Deense grondwaternorm van 1 µg/l voor gechloreerde ethenen niet overschreden kan worden.

In deze LCA studie werd ervoor geopteerd om geen systeemgrenzen m.b.t. het aspect tijd op te nemen. De tijd is 'onbeperkt' met als doel zowel de impact op korte als op lange termijn mee te nemen in de LCI en LCIA.

3.2.4 Reikwijdte

In deze fase werden alle milieu-ingrepen en -effecten opgelijst, dit wil zeggen alle belangrijke on-site en off-site saneringsactiviteiten van elke saneringsvariant o.a. verbruik van grondstoffen, materiaalproductie, tussenfasen (tussenproducten), eindfasen (eindproducten), ...

3.3 LCI

Een aantal basiselementen met betrekking tot energie- en materiaalverbruik voor de verschillende saneringsvarianten werden verzameld op basis van gegevens bekomen via saneringsdeskundigen, aannemers en fabrikanten betrokken bij het saneringsproces.

Andere inventarisatiegegevens (productie van staal, elektriciteit, plastic, asfalt, ..., vrachtwagentransport, enz.) zijn gebaseerd op gemiddelde technologische gegevens van de "Ecoinvent database versie 2.0". Voor de productie van micro-organismen (*Dehalococcoides*), voor de productie van actieve kool en voor laboratoriumanalyses waren geen gegevens beschikbaar in deze databank.

De in de studie gehanteerde aannames m.b.t. elektriciteitsverbruik (Deense mix), recyclage van materialen, ... en de toegepaste ecoinventprocessen, ... werden samengevat in tabellen.

3.4 LCIA

De in de studie gehanteerde LCIA methode was *EDIP2003* voor de categorieën opwarming van de aarde (GWP), ozonvorming, verzuring en vermisting. Effecten op de ademhaling geassocieerd met fijn stof (PM_{2,5-10 µm}, PM_{<2,5 µm}) en anorganische stoffen (NO_x, SO₂ en NH₃) werden beoordeeld aan de hand van karakteriseringsfactoren van Humbert. Het model USEtox (versie 1.0) werd gehanteerd voor humane toxiciteit en ecotoxiciteit.

De LCA resultaten werden genormaliseerd tegen de achtergrondeffecten van een gegeven gemeenschap en werden uitgedrukt in 'persoon equivalenten'. De toegepaste normalisering hanteert als referentie-informatie de jaarlijkse effecten van een gemiddelde Europeaan in 2004 voor regionale/mondiale effecten.

3.5 Interpretatie

Primaire effecten ten gevolge van uitloging werden enkel meegenomen voor de saneringsvarianten NoA en ERD daar de saneringsduur voor het bereiken van de saneringsdoelstelling (98% vuilvracht-verwijdering in kernzone) respectievelijk 1200 en 38 jaar bedraagt. De saneringsduur van ISTD en EXC voor het bereiken van deze saneringsdoelstelling was immers minder dan 3 maanden en bijgevolg diende uitloging voor deze varianten niet beschouwd te worden.

3.5.1 Prospectieve LCA resultaten

Uit de resultaten van de LCA werd afgeleid dat van de 4 varianten (NoA, ERD, EXC en ISTD):

- ISTD de hoogste impact heeft op de categorie opwarming van de aarde;
- EXC de hoogste impact heeft op alle andere effectcategorieën (ozonvorming, verzuring, terrestrische en aquatische eutrofie, ademhalingseffecten, humane toxiciteit en ecotoxiciteit);
- ERD qua impact beter scoort dan ISTD en EXC en ook in vergelijking met NoA scoort ERD beter of gelijkaardig, behalve voor de effectcategorieën ozonvorming en eutrofiëring.

Daarnaast bleek dat de genormaliseerde toxische effecten groter waren dan de genormaliseerde *niet toxische effecten*. Dit was te wijten aan het gebrek aan betrouwbare normaliseringsreferenties en karakteriseringfactoren. Betrouwbare normaliseringsreferenties waren moeilijk te construeren voor de toxiciteitgerelateerde effecten omwille van het grote aantal betrokken stoffen, de ontbrekende gegevens voor toxische emissies in inventarisatiestudies (die gebruikt worden als basis voor de oprichting van normaliseringsreferenties) en het gebrek aan karakteriseringfactoren voor een deel van de emissies. De normaliseringsreferenties werden dus mogelijk onderschat en bijgevolg werd gesteld dat een betere inschatting van de scores voor toxische effecten de toxiciteit-gerelateerde effecten meer op één lijn kan brengen met de rest van de milieu-impact scores in.

Niet-hernieuwbare voorraden (fossiele energiedragers en metalen) werden ook meegenomen in de studie en er werd vastgesteld dat voor EXC het verbruik van voorraden het grootst is ten gevolge van het verbruik van grote hoeveelheden aan schaarse metalen (i.e. voor de stalen damwand).

3.5.2 Zwaartepuntanalyse

Bespreking effecten per saneringsvariant

Voor de variant NoA bleek uit deze figuur dat de effecten voornamelijk te wijten zijn aan personentransport voor het nemen van grondwaterstalen, maar ook aan laboratoriumanalyses en staalname. Humane toxiciteitseffecten waren voornamelijk te wijten aan on-site uitloging van TCE naar het grondwater en de vorming van afbraakproducten (VC vertegenwoordigt 87% van het primair humaan toxisch effect omwille van zijn carcinogeen en niet-carcinogeen karakter).

Voor de variant ERD bleek dat methaan (gevormd tijdens de anaerobe afbraak van melasse) grotendeels verantwoordelijk was voor het effect op de categorieën opwarming van de aarde (GWP) en ozonvorming. De productie en het transport van micro-organismen en melasse, het on-site injecteren en onttrekken en de productie van monitoringspeilbuizen leverden ook een aanzienlijke bijdrage. In vergelijking met ISTD en EXC leverden monitoringsactiviteiten ook een

niet te verwaarlozen bijdrage. De voornaamste oorzaak van de humane toxische effecten was dezelfde als bij NoA, namelijk de vorming van vinylchloride (VC vertegenwoordigt 98% van het primair humaan toxisch effect). Deze techniek kan geoptimaliseerd worden door de geïnjecteerde hoeveelheid micro-organismen en substraat (melasse) te minimaliseren. Door lokale producenten voor micro-organismen en substraten in te zetten, wordt de bijdrage van transportactiviteiten sterk gereduceerd, waarvan 55% geassocieerd wordt met micro-organismen en 84% met melasse (in de effectcategorieën verzuring en anorganische ademhalingsparameters).

Voor de variant ISTD bleek het energieverbruik voor het elektrisch verwarmen van de bodem de voornaamste oorzaak te zijn. Daarnaast leverde het gebruik van staal en roestvrij staal voor peilputten, leidingen en verwarmingselementen grote bijdragen en dit in het bijzonder aan secundaire toxische effecten. Elektriciteit voor verwarming en het gebruik van staal genereert samen tussen de 90 en 99% van de effecten in alle categorieën. Verbeteringen aan de technologie hebben dus te maken met een reductie van deze parameters. Het effect zal echter beperkt zijn, aangezien reeds werd verondersteld dat de verwarmingselementen en temperatuursensoren worden hergebruikt (vier keer). Een damwand rond de verwarmde zone was niet nodig op deze site omwille van de zeer lage grondwatersnelheid in de bovenste watervoerende laag. Met name stalen damwanden hebben een aanzienlijk bijdrage op de globale milieu-score (zie bespreking EXC).

Voor de variant EXC (ontgraven en off-site behandelen van verontreinigde grond) bleek transport van grond, ontgraven en terug opvullen van de ontgraven zone en het plaatsen van een damwand belangrijke bijdragen te leveren aan de niet toxische effecten. Het verbruik van staal voor de damwand is de voornaamste oorzaak voor de toxische effecten. De milieu-impact van de damwand zou nog groter zijn indien deze niet verwijderd en hergebruikt zou worden (in deze gevalstudie werd het hergebruik van de damwand in 2 andere projecten in rekening gebracht). Verbetering van de technologie is mogelijk door de transportafstand naar het grondreinigingscentrum (GRC) of stort te beperken. Er moet ook naar gestreefd worden om het staalverbruik voor de damwand te beperken en het hergebruik moet voldoende hoog blijven. De damwand was in deze gevalstudie noodzakelijk daar de site gelegen was in een woongebied met ruimtelijke beperkingen waardoor ontgraven zonder plaatsing van een damwand onmogelijk was.

Bespreking primaire en secundaire toxische effecten

Voor NoA en ERD werd aangegeven dat primaire toxische effecten veroorzaakt door de on-site vrijzetting van gechloreerde ethenen niet verwaarloosd mogen worden. De beoordeling van de primaire toxische effecten als gevolg van uitloging van gechloreerde ethenen is gebaseerd op een gedetailleerde numerieke modellering van het gedrag en stoftransport inclusief de vorming van metabolieten en sitespecifieke blootstellingsparameters. Daar het gehanteerde model USEtox de vorming van metabolieten (dochterproducten) niet in rekening brengt en gebruik maakt van algemene (generieke) gedrag- en blootstellingsgegevens, zijn de resulterende primaire toxische effecten – gebaseerd op de sitespecifieke procedure in deze studie – hoger dan wanneer de USEtox karakteriseringsfactoren voor oppervlaktewateremissies werden toegepast. In overeenstemming met de aannames van het USEtox-model werd verondersteld dat het opgepompte grondwater als grondwater geconsumeerd wordt (zonder bijkomende reiniging) en dat er geen verdere afbraak van TCE tot dochterproducten optreedt tijdens het transport naar de drinkwaterwinning. Dus, de berekende primaire effecten kunnen aanzien worden als 'worst case' schattingen.

Naast de hoge primaire effecten, werden zelfs nog hogere secundaire effecten vastgesteld. De humane toxische effecten van deze methoden werden gedomineerd door emissies van metalen, in het bijzonder de uitloging van zeswaardig chroom (CrVI) uit stortplaatsen waar staalslakken gestort worden (restproduct van de staalproductie) en houten palen (voor elektriciteitsdistributie). Zo zou blijken dat alleen Cr-VI al verantwoordelijk zou zijn voor 99% van de kankerverwekkende toxiciteit bij toepassing van ISTD en EXC. Daar de USEtox karakteriseringsfactoren voor metalen als voorlopige (niet definitieve) waarden worden aanbevolen, mogen de berekende

secundaire toxische effecten van ISTD en EXC enkel als 'richtwaarden' aanzien worden. Een recente vergelijking van de huidige beschikbare LCIA methoden, met inbegrip van USEtox toonde aan dat LCIA modellen weinig of geen overeenkomst in de karakterisering van de toxiciteit van metalen vertonen. USEtox bleek wel een harmonisatie te zijn van de vier LCIA methoden, die aan de basis van het model liggen.

3.5.3 Gevoeligheidsanalyse

De transportafstand van bodem in de EXC-variant moet minstens met een factor 3 verhoogd worden (> 450 km) vooraleer het effect op de opwarming van de aarde van EXC groter werd dan die van ISTD. Alle andere effecten bij EXC waren echter aanzienlijk hoger dan die van ISTD. Het on-site elektriciteitsverbruik leverde de belangrijkste bijdrage aan de milieueffecten voor de ISTD optie, waarbij de gemiddelde Deense elektriciteitsnetmix werd gehanteerd en deze is gebaseerd op 38% kolen, 21% aardgas, 19% hernieuwbare energiebronnen, 3% olie en 19% invoerrechten uit Zweden, Duitsland en Noorwegen). Er werd in deze studie geredeneerd dat de toenemende vraag naar elektriciteit als gevolg van de sanering gerealiseerd diende te worden door de Deense elektriciteitsproductie op korte termijn te verhogen. Daarom werd de marginale elektriciteits-leverancier in rekening gebracht en deze is voor Denemarken de kolengebaseerde energiecentrale (in LCA wordt dit aangeduid als een indirecte benadering bij het modelleren). De wijziging naar marginale elektriciteit had een sterke invloed op de ISTD resultaten en leidde tot een grote toename van de bijdrage aan de opwarming van de aarde (GWP), de ozonvorming, verzuring en ademhalingseffecten. Echter, de impactscores in de categorieën ozonvorming, terrestrische en aquatische eutrofiëring, ecotoxiciteit en humane toxiciteit zijn nog steeds lager dan voor EXC.

Voor de ERD-variant was het substraat (melasse) één van de kritische parameters voor de beoordeling. Door de substraathoeveelheid met een factor 3 te verhogen (en een overeenkomstige verhoging van de hoeveelheid micro-organismen, de injectie-energie en de terreinbezoeken), werd de ozonvorming van ERD groter dan die van ISTD en benaderde de GWP die van EXC. Echter, voor de overige impactcategorieën waren de impactscores van ERD steeds lager dan die van ISTD en EXC.

3.6 Conclusie gebruik van LCA resultaten voor de vergelijking van saneringsvarianten

Op basis van deze studie hebben Lemming et al. geconcludeerd dat de levenscyclusanalyse van een sanering zeer locatiespecifiek is en dat het resultaat van deze analyse niet rechtstreeks kan overgedragen worden naar andere sites daar de transportafstanden, de elektriciteitsbron (mix), de noodzaak van een damwand, enz. meestal variëren. Bovendien stelden ze vast dat het vergelijken van LCA resultaten van verschillende studies praktisch niet mogelijk is omwille van verschillen in de definitie van de functionele eenheid en de keuze van de systeemgrenzen. In overeenstemming met voorgaande LCA studies met betrekking tot bodemsanering stelden ook zij vast dat de belangrijkste bijdragen aan de milieueffecten het gevolg zijn van het verbruik van staal en het vervoer van uitgegraven bodem.

De studie van Lemming et al. had tot doel om op een consistente wijze de primaire en secundaire effecten van een bodemsanering te vergelijken met behulp van LCA en dit ter ondersteuning van de besluitvorming met betrekking tot het selecteren van de meest geschikte saneringsvariant. De site-afhankelijke beoordeling van de primaire effecten illustreerde het belang van het opnemen van de vorming van dochterproducten zoals vinylchloride, die een aanzienlijke bijdrage kunnen leveren aan de humane toxische effecten van de bioremediatievariant (ERD). De gevalstudie toonde ook aan dat de bioremediatievariant (ERD) vanuit milieuoogpunt te verkiezen is boven ISTD en EXC. Echter, de lange saneringsduur en de grotere onzekerheid in de efficiëntie van de ERD-variant is zeker een nadeel ten opzichte van de andere saneringsvarianten. In aanvulling op de beoordeling van milieueffecten zou een holistisch selectieproces ook aspecten zoals saneringskosten en sociale gevolgen (tertiaire effecten) in verband met het gebruik van de site moeten omvatten.

4 Literatuuroverzicht toepassing LCA in bodemsanering

Beinat et al. (1997) waren de eerste die de beginselen van LCA toepasten voor het vergelijken van saneringstechnieken (§ 4.1). In de studie van Diamond et al. (1999) werd voor het eerst een LCA kader uitgewerkt om de bredere milieu-impact van saneringen en de gevolgen voor de humane gezondheid te onderzoeken (§ 4.2). Daarna werd LCA wereldwijd door verschillende onderzoekers toegepast op bodemsaneringsprojecten. In 2004 werden door Suèr et al. reeds een aantal LCA toepassingen samengebracht in een literatuurstudie. In de publicatie van Lemming et al. (2010 a) komen ook recentere LCA toepassingen aan bod. Op basis van deze literatuurstudies en enkele recente publicaties (Higgins et al. (2009), Sanscartier et al. (2010) en Lemming et al. (2010b) worden in § 4.3 de onderlinge verschillen die van belang zijn voor de toepassing van LCA in bodemsaneringsprojecten besproken. Ook de verschillen in resultaten en/of conclusies tussen de verschillende LCA studies komen hierin aan bod.

Algemeen kan gesteld worden dat de belangrijkste verschillen worden aangetroffen in het oorspronkelijke doel en toepassingsgebied van de LCA studies, in het bijzonder in de definitie van de functionele eenheid en de bepaling van de systeemgrenzen (§ 4.3.2) en in de effectbeoordeling (§ 4.3.3).

4.1 Beinat et al. (1997)

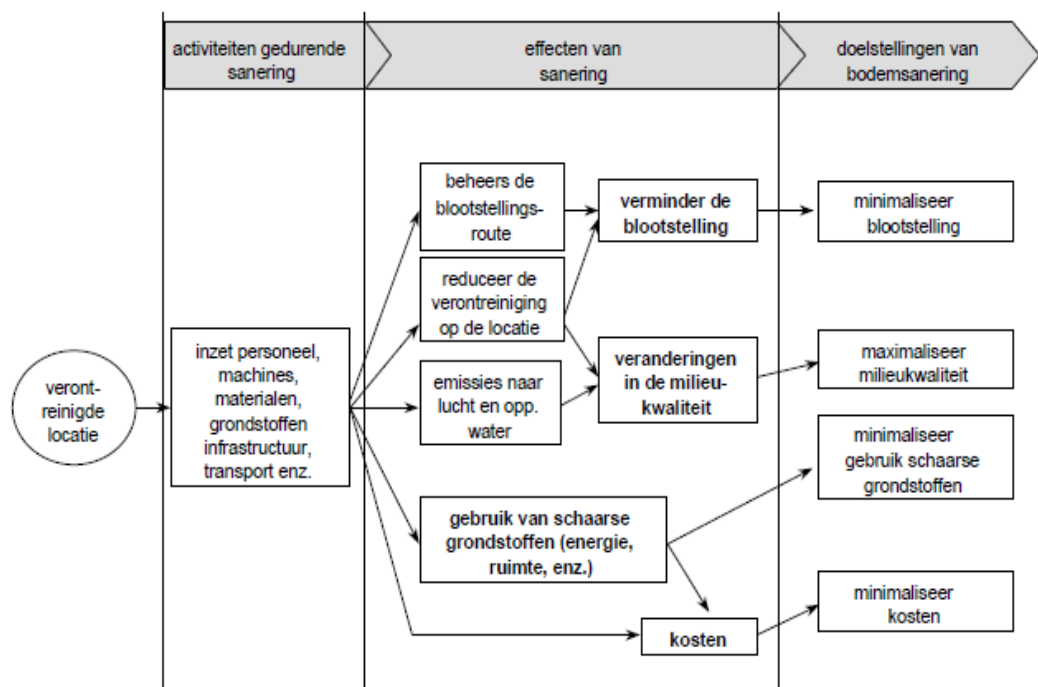
Beinat et al. (1997) pasten de beginselen van LCA toe in het REC-project⁶ (Risicoreductie, Milieuverdiens en Kosten). REC is een holistische kwantitatieve benadering die de economische, sociale en ecologische kosten van een saneringproject combineert. De REC-methodiek wordt uitgebreid toegelicht in het betreffende NOBIS-rapport (Drunen et al., 2001). Figuur 4 geeft de REC-methode schematisch weer.

In de *risicoreductie* wordt onderzocht tot welke blootstelling de verontreinigingen kunnen leiden. Het risico is gelijk aan nul als er geen mensen, ecosystemen of andere objecten (receptoren) aan de verontreiniging worden blootgesteld. Dit is bijvoorbeeld het geval voor een braakliggend afgesloten terrein zonder ecologische waarde.

Het uitgangspunt van de *milieuverdiens* is dat negatieve gevolgen voor het milieu (energieverbruik, gebruik van grondwater en ruimte, en oppervlaktewateremissies) zo klein mogelijk moeten zijn en dat de grondstofvoorraden zoveel mogelijk beschikbaar moeten blijven voor toekomstige generaties. Aan de 9 impactcategorieën (Tabel 2) werden gewichten toegekend, die bepaald werden door 8 onafhankelijke experts. De output van de milieuverdiens is een prestatietabel (milieuprofiel) waarin alle scores worden samengevat. Aan de hand van het milieuprofiel kunnen verschillende varianten vergeleken worden. Ook op grafische wijze kunnen verschillen tussen varianten weergegeven worden.

Kosten werden gedefinieerd als alle kosten die vanaf het beslismoment gedurende het vervolg van de sanering zullen worden gemaakt.

⁶ RMK-project in het Nederlands



Figuur 4: REC-methodiek (bron: Drunen et al., 2001)

RMK-aspecten	perspectieven
<i>positieve aspecten:</i> M1: verbetering van grondkwaliteit M2: verbetering van grondwaterkwaliteit	maximaliseer de schone grondvoorraad maximaliseer de schone grondwatervoorraad
<i>negatieve aspecten:</i> M3: verlies van grondvoorraad M4: verlies van grondwatervoorraad M5: energieverbruik M6: luchtverontreiniging M7: oppervlaktewaterverontreiniging M8: afvalvorming M9: ruimtebeslag	minimaliseer gronddepletie minimaliseer grondwaterdepletie minimaliseer dipletie van energiebronnen minimaliseer broeikaseffect, verzuring, smogvorming en eutrofiëring minimaliseer eutrofiëring en niet-lokale blootstelling aan toxische stoffen minimaliseer niet lokale emissies van toxische stoffen, ruimtegebruik verminder nadelige effecten van economische activiteiten op andere plaatsen dan de verontreinigde locatie

Tabel 2: Impactcategorieën - aspecten in mileu (bron: NOBIS)

Hoewel de REC-methodiek gebaseerd is op de beginselen van LCA, wordt materiaalverbruik niet meegenomen. De methode neemt enkel het energieverbruik nodig voor de sanering op en de daaraan gerelateerde emissies (Lemming et al. (2010 a)). In de REC-methode wordt ook geen effectbeoordeling uitgevoerd daar de meeste effecten hun geïnventariseerde waarde krijgen, met uitzondering van 'luchtverontreiniging', die rechtstreeks afgeleid wordt van het energieverbruik en uitgedrukt wordt in inwonersequivalenten.

Bardos et al. bevestigden in 2000 reeds dat de REC-methode:

- de milieu-impact van de fabricage van chemicaliën en andere materialen niet meeneemt;

- de grondfunctie (o.a. toxische en mechanische effecten en verandering van de bodem-/grondfunctie) beperkt is tot verlies aan bodem (ruimte) en het verbruik van schone (niet verontreinigde) grond;
- andere factoren zoals geluidshinder en stofuitstoot van transport werden niet beschouwd;
- de productie van vaste afvalstoffen niet als dusdanig in beschouwing neemt, maar dat deze vervat zit in de categorieën ruimte en energie;
- geen database met bestaande modules bevat, waardoor de milieuverdienste elke keer opnieuw gekwantificeerd dient te worden.

4.2 Diamond et al. (1999)

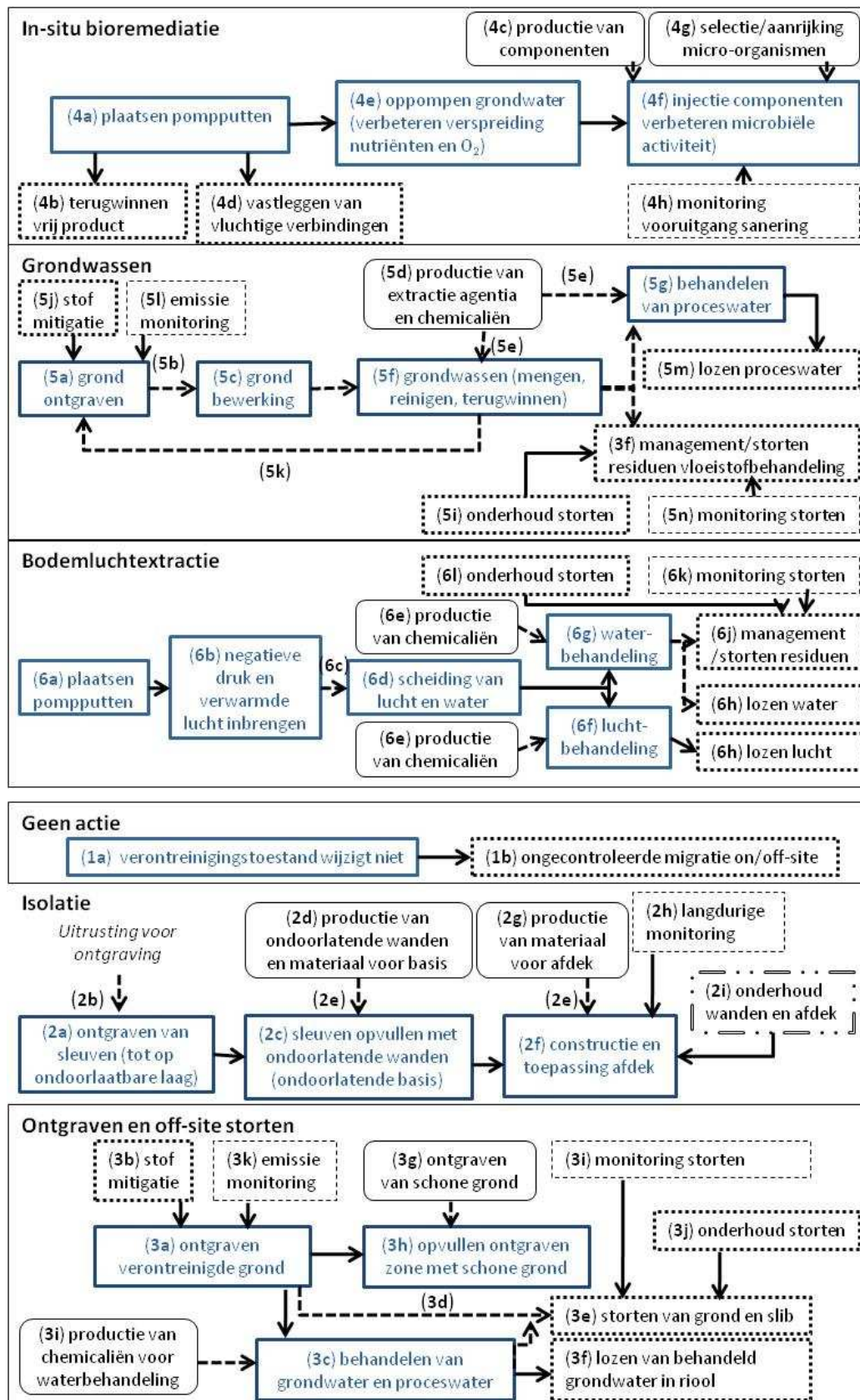
Het doel van de studie van Diamond et al. (1999) was de ontwikkeling van een LCA kader (LCF⁷), om de bredere milieu-impact en de gevolgen voor de humane gezondheid in verband met bodem- en grondwatersanering te onderzoeken. Het LCF beschrijft zowel het management (LCM of levenscyclus management) als de toepassing van algemene LCA principes in het kader van bodemsaneringsprojecten. Aan de hand van de LCM-studie werden de potentiële effecten, welke niet vervat zitten in de risico-evaluatie en die gerelateerd zijn aan saneringstechnieken of verbruik van grondstoffen, duidelijk in kaart gebracht. Vervolgens werden deze effecten in de LCA studie gekwantificeerd.

Diamond et al. gaven reeds aan dat elke saneringsvariant goed beschreven dient te worden, dat de bijhorende saneringsactiviteiten aan levenscyclusfasen toegekend dienen te worden en dat dit best ook gevisualiseerd wordt aan de hand van een procesboom (zie Figuur 2, § 2.3) LevensCyclusInventarisatie (LCI)). In hun kwalitatieve LCM-studie werden 6 saneringstechnieken vergeleken namelijk geen actie (1), isolatie (2), ontgraven en storten (3), in-situ bioremediatie (4), grondwassen (5) en bodemluchtexttractie (6). De belangrijkste activiteiten gerelateerd aan deze saneringstechnieken (exclusief energieverbruik) werden met behulp van procesbomen beschreven (Figuur 5).

De te inventariseren elementen (invoergegevens, emissies en andere gegevens) werden door Diamond et al. in tabelvorm weergegeven en dit per saneringstechniek. Voor de saneringstechniek isolatie werden volgende gegevens opgenomen in onderstaande tabel (nummering tussen haakjes is in overeenstemming met Figuur 5).

Invoergegevens	Emissies	Overige informatie
Materiaalverbruik	Lucht	Grondwaterverlaging (2a, c)
Straalvloeistof (2a)	Fijn stof (2a)	Wijziging infiltratie neerslag (2f)
Grout (2c)	Vluchtige verontr. stoffen (2a)	Geluid en trillingen
Stalen wanden (2c, d)	Transportgerelateerde emissies (2b)	Ruimte voor wandconstructies (2c)
Membraanwanden (2c, d)	Water	Lekverliezen of breuken in wanden
Afdeklaag (2f)	Verontreinigende snijvloeistof (2a)	Gebruiksbeperking(en) t.h.v. site (2f)
Energieverbruik		Ter plaatse houden/isoleren (2c, f)
Diesel (2 a, b, c, d, e, f, g)		

⁷ LifeCycle Framework



Figuur 5: Procesbomen van 6 saneringstechnieken (bron: Diamond et al., 1999)

Vervolgens werd door de onderzoekers aangegeven welke milieueffecten en overeenstemmende impactcategorieën belangrijk zijn voor de zes beoogde saneringstechnieken. De ernst van de milieueffecten werd beoordeeld door experts (panelweging). De milieueffecten (o.a. broeikasgassen, ozonafbrekende stoffen, warmteafvoer, brandstofverbruik, ...) werden door Diamond et al. opgedeeld in volgende drie categorieën:

- *verontreiniging* (o.a. zure regen, opwarming, aantasting van de ozonlaag, luchtverontreiniging, eutrofie, humaan toxische en ecotoxische effecten);
- *verstoring* (o.a. hitteschade, warmteafvoer, wijziging of vernietiging van habitat, effecten op het vochtgehalte van de bodem, de infiltratie van neerslag, ecosysteem regeneratie, verstoring van de drainage, grondwatertafel, grondwaterstroming, verstoring van de bodemkwaliteit);
- *uitputting* (o.a. uitputting primaire energiebronnen, ruimtegebruik, waterverbruik en verbruik van delfstoffen/erten).

De varianten (1), (2) en (3) behandelen de verontreiniging niet (toxiciteit en volume ongewijzigd), waardoor potentiële effecten voor mens en ecosysteem mogelijk blijven. Bij varianten (1) en (2) worden bovendien gebruiksbeperkingen opgelegd. Bij variant (3) worden voornamelijk off-site effecten vastgesteld namelijk het in beslag nemen van ruimte voor stort- en ontginningsactiviteiten en effecten gerelateerd aan transportactiviteiten (emissies en uitputting van grondstoffen (brandstof)). Bij varianten (4), (5) en (6) neemt het verontreinigde volume wel af en dus ook de toxiciteit. Omwille van de lange saneringsduur van bodemluchtexttractie (6) en in-situ bioremediatie (4) neemt de on-site restverontreiniging in bodem en grondwater slechts geleidelijk af en bijgevolg kunnen beide varianten toch een negatief effect hebben op het ecosysteem en de humane gezondheid (waardevermindering). De potentiële effecten van deze 2 varianten zijn voornamelijk gerelateerd aan de saneringsefficiëntie en voor bioremediatie eveneens aan veranderingen in de kwaliteit van de aquifer en de bodem. De varianten bioremediatie (4) en grondwassen (5) kunnen schadelijke effecten veroorzaken via het off-site lozen van chemicaliën. De ruimte die bij grondwassen (5) in beslag genomen wordt voor het 'storten' is beperkt, daar de hoeveelheid te storten materiaal veel kleiner is dan het oorspronkelijk verontreinigd volume (gereinigde grond kan hergebruikt worden). Het grootste nadeel van een stortplaats is de nazorg (langdurig onderhoud).

4.3 LCA studies van bodemsaneringsprojecten

Naast de LCA studies die aan bod komen in de 2 aangehaalde literatuuroverzichten (review-artikels van Suèr et al., 2004, en Lemming et al., 2010 a), zijn tevens een aantal recente LCA studies in dit rapport betrokken (o.a. deze van Higgins et al., 2009, Sanscartier et al., 2010, en Lemming et al., 2010b). De literatuurstudie van Suèr et al. (2004) behandelde 9 LCA studies, terwijl de recente literatuurstudie van Lemming et al. (2010 a) 12 studies vergeleek, waarvan een aantal studies overlapt met deze van Suèr et al. De studie van Morais et al. (2010) geeft tevens een overzicht van de beperkingen en uitdagingen van LCA in kader van bodemsaneringsprojecten.

Bijlage A geeft een overzicht van de belangrijkste gegevens van een aantal LCA studies uitgevoerd op bodemsaneringsprojecten. Voor elke LCA studie worden volgende gegevens in tabelvorm weergegeven: de bestudeerde saneringstechnieken, het doel van de LCA studie, het beschouwde compartiment, de verontreinigende parameters, de functionele eenheid, het tijdsaspect, de impactcategorieën, de LCIA methode, de LCA software en de dominante reden(en) van de milieu-impact.

In de volgende paragrafen worden de onderlinge verschillen die van belang zijn voor de toepassing van LCA in bodemsaneringsprojecten besproken alsook de verschillen in resultaten en/of conclusies van de verschillende LCA studies.

4.3.1 Keuze van de saneringsvarianten en -technieken

Uit de gepubliceerde LCA studies blijkt dat voor een goede inventarisatie van de relevante gegevens (verbruiken, onttrekkingen, emissies, ...) en voor het bekomen van betrouwbare LCA resultaten een goede beschrijving van elke saneringsvariant en bijhorende saneringstechniek(en) noodzakelijk is. In de meeste LCA studies worden deze dan ook gedetailleerd beschreven door de auteurs en wordt hierbij gebruik gemaakt van procesbomen.

De saneringstechnieken worden niet alleen gekozen op basis van het conceptueel site model (verontreinigingssituatie), maar ook in functie van de ontwikkelingen op gebied van innovatieve saneringstechnieken. Lemming et al. (2010 a), concludeerden in hun literatuurstudie dat slechts 4 van de door hen bestudeerde LCA studies (Cadotte et al. 2007; Bayer en Finkel 2006; ScanRail Consult et al. 2000; Diamond et al. 1999) in-situ technologieën voor de sanering van grondwater (o.a. bodemluchtexttractie, biosparging, bioremediatie, natuurlijke attenuatie en chemische oxidatie) meenamen. De meeste LCA studies waren gericht op ex-situ technieken voor het saneren van verontreinigde bodem. Verder stelden de onderzoekers dat de aangehaalde in-situ technieken niet de meest recente ontwikkelingen vertegenwoordigden op gebied van in-situ sanering van gechloreerde oplosmiddelen in bron- en pluimzones. In navolging van deze publicatie verscheen een 2de publicatie van Lemming et al. (2010 b), zijnde het literatuurvoorbeeld besproken in Voorbeeld LCA bodemsaneringsproject, waarin een LCA studie werd uitgevoerd voor het evalueren van de milieueffecten van 3 saneringstechnieken voor het saneren van een TCE-verontreiniging, zijnde de twee in-situ technieken gestimuleerde natuurlijke afbraak en thermische desorptie en de ex-situ techniek ontgraven in combinatie met off-site behandelen en storten.

4.3.2 Vaststelling van doel en reikwijdte

Ondanks de standaardisatie van LCA (ISO, 2006), kunnen LCA resultaten en de daarop gebaseerde conclusies sterk verschillen naargelang de gemaakte aannames en keuzes met betrekking tot het doel van de LCA studie, de functionele eenheid en de systeemgrenzen. Deze keuzes worden bij voorkeur aan het begin van de LCA studie vastgelegd door de uitvoerder van de LCA studie (onderzoeker of deskundige) in overleg met een beperkt aantal betrokken partijen. Daar LCA studies toegepast op bodemsaneringsprojecten verschillen vertonen in hun fundamentele aanpak en doel, zijn de resultaten en conclusies niet noodzakelijk onderling vergelijkbaar.

4.3.2.1 Doelbepaling

Sommige LCA studies zijn retrospectief en streven naar een meer gedetailleerde beoordeling van een afgesloten bodemsaneringsproject, terwijl andere LCA studies prospectief zijn en dienen als ondersteuningsmiddel in de keuze tussen de verschillende saneringstechnologieën. Slechts enkele studies bleken geschikt te zijn voor beide doelen.

4.3.2.2 Functie en functionele eenheid, basiselementen en systeemgrenzen

De functionele eenheid maakt het mogelijk om verschillende saneringsvarianten te beschouwen als functioneel equivalent. Om gelijkwaardig te zijn voor de besluitvorming moet ook de verwachte saneringsefficiëntie en de verwachte saneringsduur binnen aanvaardbare grenzen liggen. In recente LCA studies wordt de functionele eenheid steeds opgegeven (zie bijlage A). In de LCA studies van Lemming et al. (2010), Sanscartier et al. (2010), Cadotte et al. (2007), Toffoletto et al. (2005), Blanc et al. (2004) en Volkwein et al. (1999) wordt als functionele eenheid het saneringsdoel opgegeven dat met behulp van de gekozen saneringstechniek(en) behaald dient te worden. In dit geval wordt verwacht dat alle saneringstechnologieën een bepaalde minimale saneringsefficiëntie hebben en zo eenzelfde functie verstrekken. Sommige

auteurs nemen naast het saneringsdoel tevens een tijdschaal op in hun functionele eenheid (Toffoletto et al. (2005) en Godin et al. (2004)).

4.3.2.3 Systeemgrenzen en basiselementen

Voor elke stap binnen de systeemgrenzen dienen milieu-ingrepen bepaald te worden. Onder milieu-ingrepen worden de energiebronnen, grondstoffen en de ruimte (landgebruik) nodig voor de sanering beschouwd, alsook de emissies die vrijkomen (i.e. de basiselementen). De systeemgrenzen voor ruimte, tijd en secundaire processen en de gemaakte keuzes (aannames) moeten ervoor zorgen dat de vereiste dataset voor de LCA toepassing praktisch werkbaar blijft. Systeemgrenzen spelen dus een belangrijke rol in LCA studies en dienen goed gedefinieerd te worden.

In alle LCA studies werden de belangrijkste saneringsonderdelen en -aspecten van de verschillende saneringsvarianten in kaart gebracht (ruimtelijke begrenzing). Uit de LCA studies kon afgeleid worden dat on-site activiteiten zoals ontgraven, de installatie van de gekozen saneringstechniek en operationele activiteiten belangrijke saneringsonderdelen zijn alsook off-site behandelingen van bodem en/of stortactiviteiten.

Sommige LCA studies begrenzen ook de tijdsduur van een sanering (zie bijlage A). Diamond et al. (1999) stelt dat voor saneringsvarianten die geen actieve saneringsmaatregelen en/of stortactiviteiten meenemen, een tijdsduur van 25 jaar geschikt is om de effecten op lange termijn mee te nemen. Cadotte et al. (2007) gebruiken een tijdsduur die tot 300 jaar kan oplopen, afhankelijk van de saneringstechnologie. De lange tijdsduur kon geassocieerd worden met een P&T- en NA-scenario. Toffoletto et al. (2005) en Blanc et al. (2004) definieerden alleen korte saneringstermijnen, terwijl de andere auteurs de tijdsduur van hun studie niet aangaven. In geval van stortactiviteiten worden emissies meestal niet beschouwd in de LCA studies bij gebrek aan informatie en/of omwille van de korte tijdsduur van de LCA (tijdsschaal) en dit kan ex-situ saneringen bevoordelen ten opzichte van in-situ saneringen. Om een eerlijke vergelijking tussen saneringsvarianten te bekomen zouden in de LCA tevens de potentiële toxische effecten van stortplaatsen op korte termijn (<100 jaar) meegenomen moeten worden alsook deze op lange termijn (> 100 jaar).

Welke secundaire processen (productie van buizen, machines, elektriciteit, chemicaliën, andere materialen voor grondwaterzuivering, enz.) al dan niet meegenomen worden, heeft ook een invloed op de LCA resultaten. Het energieverbruik van saneringsvarianten werd steeds opgenomen in de LCA studies alsook de transportprocessen voor het aan- en afvoeren van bodem en/of materialen (bv. PVC-buizen, actieve kool, etc.). De productie van graafmachines, vrachtwagens, e.d. werd meestal niet meegenomen in LCA studies. Aspecten die niet in alle studies aan bod kwamen, maar die wel relevant kunnen zijn, zijn o.a. emissies ten gevolge van het verbruik van grondstoffen en de productie van (hulp)materialen, het gebruik maken van off-site diensten (o.a. grondreinigingscentra), het transport van bodem- en grondwaterstalen naar laboratoria, laboratoriumanalyses, enz.

Lemming et al. (2010a) gaven ook aan dat LCA studies die ex-situ grondreinigingen beschouwen meestal alle materialen nodig voor de bouw van on-site installaties voor eenmalig gebruik (Toffoletto et al. 2005; Volkwein et al. 1999; Cadotte et al. 2007) meenemen, terwijl voor vaste grondreinigingscentra (GRC) slechts een deel van de effecten van de bouw van de installatie worden toegewezen aan het bodemsaneringsproject en dit op basis van de totale verwerkings-capaciteit en de veronderstelde levensduur van de GRC (Toffoletto et al. 2005; ScanRail Consult et al. 2000).

In de studies van Bayer and Finkel (2006), Toffoletto et al. (2005) en Page et al. (1999) werden monitoringsactiviteiten (personenvervoer en analyses) uitdrukkelijk uitgesloten, terwijl Cadotte et al. (2007) het vervoer van stalen naar het laboratorium wel meeneemt, maar niet de analyse zelf.

In de LCA studies van Volkwein et al. (1999) en Ribbenhed et al. (2002) werden activiteiten die identiek waren voor alle saneringsscenario's uitgesloten respectievelijk de energie nodig voor het pompen (grondwateronttrekking) en het saneringsonderdeel 'ontgraven'.

4.3.3 Inventarisatie (LCI)

Gestructureerde tabellen zorgen ervoor dat de informatie met betrekking tot de saneringsonderdelen, saneringsaspecten, saneringsparameters, basiselementen (energietypes, verbruikte materialen en/of off-site diensten) en milieuparameters (emissies, ...) praktisch werkbaar blijft. In de meeste gevallen gaat het over grote hoeveelheden aan elektronische gegevens, deels afkomstig uit databanken (bv. ecoinvent, NREL, ELCD, zie LCI Databanken).

4.3.4 Effectbeoordeling (LCIA)

Bijlage A geeft aan welke impactcategorieën (klimaatverandering, verzuring, fotochemische smog (ozonvorming), aantasting van de ozonlaag, vermesting, afvalproductie, landgebruik, energieverbruik, uitputting van mineralen, grondwater en bodem, geurhinder, geluidshinder, ecotoxiciteit en humane toxiciteit) meegenomen werden in de verschillende LCA studies.

4.3.4.1 Karakterisering

Uit dit overzicht kan afgeleid worden dat Vignes (2001) en Blanc et al. (2004) geen effectbeoordeling uitvoerden. Bayer and Finkel (2006) drukten de humane toxiciteit uit in termen van arseenequivalenten (As-eq.) en hebben ecotoxiciteit niet opgenomen in hun effectbeoordeling. Volkwein et al. (1999) hanteerden de zogenaamde "Prüfwerte" uit de richtlijnen voor risicobeoordeling voor de karakterisering van giftige uitstoot naar lucht, water en bodem en de toxiciteit via de lucht werd opgesplitst op basis van twee ruimtelijke schalen (near-site en remote emissies). Page et al. (1999) voorspelden blootstellingsconcentraties van metalen in water m.b.v. het Mackay III multimedia model en vergeleken deze met NOEC-waarden (No Observed Effect Concentrations) om de toxiciteitsverhoudingen te berekenen. Pas in de recentere LCA studies (ScanRail Consult et al. (2000), Godin et al. (2004), Toffoletto et al. (2005), Cadotte et al. (2007), Sanscartier et al. (2010) en Lemming et al. (2010b)) werden de gevestigde LCIA methoden gehanteerd voor effectbeoordeling in het mid point-niveau (EDIP97, USES-LCA, TRACI, IMPACT2002+ en USEtoxTM). Voor een korte bespreking van deze LCIA methoden wordt verwezen naar § 5.1.3.

De emissiegerelateerde impactcategorieën zoals opwarming van de aarde, aantasting van de ozonlaag, fotochemische ozonvorming, verzuring en eutrofiëring werden in de LCA studies op gelijkaardige wijze behandeld omwille van de hoge mate van consensus over de wijze waarop deze effecten gemodelleerd dienden te worden. Recentere LCA studies namen ook humane toxiciteit en ecotoxiciteit op als impactcategorieën, maar de resultaten verschillen nog sterk naargelang het toegepaste model voor het kwantificeren van de ecotoxiciteit en humane toxiciteit. In alle studies werden toxiciteitsmodellen ingezet voor het bepalen van effecten op het midpoint-niveau. Dit betekent dat de toxiciteitsmodellen wel het gedrag, de blootstelling en de karakteriseringseffecten behandelen, maar niet de analyse van het eindpunt waarbij de potentiële schade wordt uitgedrukt in DALY's (disability adjusted life year)⁸ of het uitsterven van soorten.

4.3.4.2 Normalisatie en weging

Volgens Lemming et al. (2010 a) pasten Page et al. (1999), Ribbenhed et al. (2002) en Volkwein et al. (1999) geen normalisering of weging toe. Volkwein et al. (1999) berekenden de zogenaamde nadelige factoren door de impactscores in elke categorie te normaliseren ten

⁸ DALY's drukken het aantal jaren uit dat iemand minder lang kan leven door schade aan zijn gezondheid ten gevolge van het milieu. De schade aan de menselijke gezondheid wordt afgemeten aan de hand van verschillende impactcategorieën namelijk klimaatverandering, kankerverwekkende eigenschappen, schade aan de luchtwegen en aantasting van de ozonlaag

opzichte van de technologie met de laagste score. Beinat et al. (1997) maakten gebruik van een panel van onafhankelijke experts om de effecten te wegen.

De Deense normaliseringsreferenties en wegingsfactoren van EDIP97 (Wenzel et al., 1997) werden toegepast door ScanRail Consult et al. (2000), Godin et al. (2004) en Toffoletto et al. (2005) en de Duitse en Canadese normaliseringsreferenties door Bayer and Finkel (2006) en Cadotte et al. (2007).

Godin et al. (2004) en Toffoletto et al. (2005) stelden het resultaat van de effectbeoordeling voor als indexwaarden die de som van de gewogen impactscores vertegenwoordigen en Cadotte et al. (2007) hanteerde slechts 1 enkele index (som van de genormaliseerde impactscores).

4.3.5 Interpretatie

Aan de hand van LCA studies kunnen zowel de primaire als de secundaire effecten van een saneringsvariant geëvalueerd worden. Het voordeel van het kwantificeren van primaire effecten binnen het kader van LCA is dat de primaire en secundaire effecten op gelijkaardige wijze geëvalueerd en vergeleken kunnen worden. De balans tussen lokale milieuvoordelen (primaire effecten) en regionale/mondiale milieunadelen (secundaire effecten) is niet eenvoudig omwille van de verschillende ruimtelijke schalen.

4.3.5.1 Primaire effecten

De restverontreiniging in de ondergrond tijdens en na de bodemsanering varieert tussen verschillende saneringstechnologieën onderling ten gevolge van verschillen in de sanerings-efficiëntie en -duur. Deze verschillen resulteerden in volgende vaststellingen:

- de primaire effecten (lokale toxische effecten ten gevolge van restverontreiniging) zijn voor een saneringsvariant met een langere saneringsduur meestal groter dan deze voor een variant met een kortere saneringsduur, ondanks het feit dat beide varianten op het einde van de sanering dezelfde concentratiedalingen verwezenlijken.
- voor in-situ technieken zijn de te verwachten saneringsefficiëntie en -duur moeilijk in te schatten, waardoor de lokale toxische effecten gerelateerd aan de restverontreiniging ook moeilijker in te schatten zijn (grote onzekerheid). Anderzijds veroorzaken in-situ technieken doorgaans wel minder secundaire lokale blootstellingsrisico's voor mens en milieu (zie secundaire effecten).

Lemming et al. (2010 a) onderscheidde 4 manieren waarop primaire effecten gerelateerd aan restverontreiniging meegenomen werden in LCA studies:

- aanname van een gelijkwaardige saneringsefficiëntie (i.e. verschil in kwaliteit wordt verwaarloosd zolang de vooropgestelde normen gehaald worden, bv. Bayer and Finkel, 2006 en Blanc et al., 2004);
- de restverontreiniging wordt aanzien als een directe emissie naar bodem, waaruit eventueel verdere verspreiding naar andere milieucompartimenten mogelijk is (steady state model; bv. Diamond et al., 1999; Ribbenhed et al., 2002, Toffoletto et al., 2005, Page et al., 1999 en ScanRail Consult et al., 2000);
- primaire effecten zijn toegekend aan oppervlaktewater en niet aan bodem of grondwater (sitespecifiek dynamisch stoftransportmodel met oppervlaktewater als receptor; bv. Godin et al., 2004 en Cadotte et al., 2007);
- de primaire effecten worden in een afzonderlijke risico-evaluatie beschouwd en niet in de LCA studie zelf (bv. Beinat et al., 1997; Volkwein et al., 1999 en Sanscartier et al., 2010).

Om primaire effecten op te nemen in LCA studies, dient de vuilvrachtvermindering (concentratiedaling) vertaald te worden naar een passende eenheid voor de effectbeoordeling. Vermeden emissies ten gevolge van vuilvrachtvermindering kunnen in EDIP bijvoorbeeld uitgedrukt worden in massa-eenheden. Er is echter geen consensus over de wijze waarop de primaire effecten gekwantificeerd moeten worden binnen LCA.

LCA studies die primaire effecten in beschouwing nemen houden meestal geen rekening met het sitespecifieke gedrag van contaminanten en de blootstelling eraan. Blootstelling van werknemers of bewoners aan vluchtige componenten in binnenlucht op of in de buurt van een verontreinigde site werden in de LCA studies meestal niet meegenomen. Indien de primaire effecten zeer site specifiek zijn is er nood aan een gedetailleerde effectbeoordeling op 'site'-schaal.

De meeste LCA studies zijn gericht op effecten op oppervlaktewater of bodem en slechts zelden worden grondwatereffecten meegenomen. Grondwatereffecten zoals uitloging, vervluchting en ligging in drinkwatervoorzieningsgebied worden niet meegenomen in de gevestigde LCI en LCIA methoden (niet opgenomen als emissiecompartiment of effectcategorie), waardoor potentiële effecten van een restverontreiniging in grondwater moeilijk in kaart te brengen zijn. Hiervoor is een bijkomende effectcategorie 'humane toxiciteit t.g.v. verontreinigd grondwater' nodig ofwel moeten deze effecten meegenomen worden onder de effectcategorie 'humane gezondheid'.

Onder de primaire effecten van de restverontreiniging vallen ook de effecten gerelateerd aan de uitstoot op lange termijn. Zelden werden in de LCA studies modellen toegepast waarmee uitloging en verspreiding via grondwater en dus ook emissies op langere termijn werden bepaald. Ook het gedrag van bepaalde stoffen bv. afbraak tot metabolieten die mogelijk meer toxisch zijn dan het moederproduct (bv. voor VOCI's) werd door de karakteriseringsfactoren voor toxische emissies onvoldoende in rekening gebracht in de LCIA methoden.

Daar de onzekerheden bij het schatten van toxische effecten zeer hoog zijn en de toxische effecten de totale milieu-impact van een sanering sterk kan beïnvloeden, wordt aangeraden om een sitespecifieke beoordeling uit te werken, waarin zowel de diepere bodemlagen, het grondwater als de vorming van toxische dochterproducten tijdens de biologische afbraak (bv. vinylchloride in geval van VOCI's) in rekening worden gebracht en dit naar analogie met de studie van Lemming et al. (2010 b). Door het onderzoeksteam binnen het UNEP-SETAC Life Cycle Initiative werd recent het LCIA model USEtoxTM ontwikkeld voor een betere karakterisering van humane en ecotoxische effecten (zie § 5.1.3 en dit model werd toegepast door Lemming et al. (2010b)).

Zelfs indien de primaire effecten van saneringsvarianten in de LCA studies worden beschouwd, dienen afzonderlijke sitespecifieke risico-evaluaties van de toxische risico's voor mens, dier en/of andere receptoren uitgevoerd te worden met behulp van de geldende methoden en/of modellen voor het afleiden van risicogebaseerde terugsaneerwaarden (zie Code van goede praktijk voor het afleiden van risicogebaseerde waarden, OVAM (2010)). Er bestaat nog geen tool die een risico-evaluatie combineert met een levenscyclusanalyse.

4.3.5.2 Secundaire effecten

De toenemende belangstelling voor secundaire milieueffecten (effecten ten gevolge van de sanering zelf) heeft tot gevolg dat bij de keuze tussen saneringsvarianten niet alleen rekening wordt gehouden met de toxische effecten van de (rest)verontreiniging (i.e. primaire effecten), maar met de totale milieu-impact (i.e. primaire en secundaire effecten). De milieuvriendelijkste saneringsvariant is deze met de laagste totale milieu-impact. Door gebruik te maken van materialen met een lage milieu-impact (bv. het gebruik van cement voor wanden in plaats van staal zoals in de studie van Bayer and Finkel (2006)) kunnen tevens suggesties geformuleerd worden om bepaalde saneringsvarianten en/of saneringstechnieken milieuvriendelijker te maken.

In volgende paragrafen worden de secundaire effecten van een aantal saneringsvarianten en -technieken besproken, namelijk:

Niet saneren

De variant “niet saneren” werd slechts in 3 studies meegenomen (zie bijlage A). In elk van deze LCA studies werd geconcludeerd dat er steeds een beter alternatief was, maar ‘niet saneren’ was ook nooit het slechtste alternatief. De primaire effecten van de restverontreiniging bij “niet saneren” zijn met andere woorden groter dan de primaire en secundaire effecten van het betere alternatief.

Ex-situ bodemsaneringstechnieken

De secundaire effecten van ex-situ technieken zoals isolatie en ontgraven variëren sterk in functie van sitespecifieke verschillen zoals transportafstanden, materiaalkeuze, ... en komen voornamelijk voor op mondiale schaal:

- Transport van grond is het dominante proces voor de ex-situ saneringstechniek ontgraving, gevolgd wordt door off-site reiniging, terugstorten van (gereinigde) grond en/of off-site storten. Het is de afstand tot het grondreinigingscentrum (GRC) of stort die de bijdrage aan de milieu-impact sterk beïnvloedt en bijgevolg is het ook een sterk argument in de keuze van de saneringsvariant. Het gebruik van bv. schonere diesel of roetfilters zal een positief effect hebben op de bijdrage van het transport op de milieu-impact van de sanering.
- Het on-site behandelen van ontgraven grond en het terugstorten van de gereinigde grond heeft een positief effect op de categorieën ‘uitputting van grondvoorraden’ en ‘landgebruik’. Er moet immers geen grond, zand en/of grind (i.e. eindige voorraad) ontgonnen worden voor het opvullen van de ontgraven zone. Maar er dient ook rekening gehouden te worden met de milieu-impact van secundaire processen (o.a. materiaal-productie) bij on-site reiniging en/of isolatie. Door het aanbrengen van verhardingen (bv. asfalt of beton) binnen een saneringsvariant (bv. voor het on-site behandelen van verontreinigde grond of voor het isoleren van de verontreiniging zodat uitloging en/of blootstelling wordt beperkt), wordt de milieu-impact van de saneringsvariant sterk verhoogd. Dit is zeker zo indien de verharding niet gerecupereerd en/of gerecycleerd wordt (i.e. eenmalig gebruik).
- In geval van off-site reiniging van verontreinigde bodem levert het energie- en materiaalverbruik van een permanente GRC een belangrijke bijdrage aan de milieu-impact van de saneringsvariant. Toffoletto et al. (2005) concludeerde in zijn LCA studie dat de behandeling van 8000 m³ verontreinigde bodem in een permanente GRC een kleinere milieu-impact heeft dan een on-site saneringsinstallatie op voorwaarde dat de GRC gelegen is op minder dan 200 km.

Volgende conclusies kunnen getrokken worden met betrekking tot ex-situ reinigingstechnieken voor bodem:

- Thermisch reinigen heeft vaak de hoogste milieu-impact (energie-intensief), maar ook het hoogste reinigingspercentage. De belangrijkste impactcategorieën zijn: de opwarming van de aarde, eutrofiëring en verzuring.
- Bodemwassen heeft een lage milieu-impact, maar ook een beperkt reinigingspercentage. De milieu-impact wordt bij deze techniek voornamelijk bepaald door de impactcategorie ‘landgebruik’ (de fijne en meest verontreinigde fractie dient immers gestort te worden) en ‘emissies tijdens de behandeling’.
- De milieu-impact van biologisch reinigen is afhankelijk van verschillende impactcategorieën zijnde energieverbruik en de emissie van VOC's.

Volgende conclusies kunnen getrokken worden met betrekking tot ex-situ reinigingstechnieken voor lucht of grondwater:

- De milieu-impact van het gebruik van actieve kool voor het reinigen van geëxtraheerde dampen/gassen in geval van bodemluchtexttractie is hoog, daar de productie en thermische desorptie van actieve kool veel energie vergt.
- LCA studies die de productie van actieve kool niet in rekening brachten, concludeerden dat de milieu-impact van het reinigen van opgepompt grondwater met actieve kool lager was

dan de impact van vacuüm stroomstrippen, daar deze laatste een hoger energieverbruik heeft. Het wel of niet meenemen van de productie van actieve kool (i.e. een bepaald saneringsaspect) heeft dus een belangrijke invloed op de LCA resultaten en conclusies.

Storten

De milieu-impact van stortactiviteiten is een gevolg van het aanbrengen van verharding, transportactiviteiten en landgebruik. Landgebruik (ruimtebeslag) draagt in belangrijke mate bij tot het verlies aan biodiversiteit. In sommige studies werd landgebruik uitgedrukt als afvalproductie.

In-situ bodemsaneringstechnieken

Zoals reeds vermeld, is de te verwachten saneringsefficiëntie en -duur voor een in-situ techniek moeilijker in te schatten dan voor ex-situ technieken, waardoor de lokale toxische effecten gerelateerd aan de restverontreiniging (primaire effecten) ook moeilijker in te schatten zijn. Enerzijds houdt restverontreiniging tijdens en na in-situ sanering vaak beperkingen in voor het landgebruik, maar anderzijds veroorzaken in-situ technieken doorgaans minder secundaire lokale blootstellingsrisico's voor mens en milieu dan ex-situ technieken. Bij in-situ technieken is er immers geen nood aan ontgraving en transport van bodem van en naar een grondreinigingscentrum en/of stort, waardoor er lokaal minder emissies plaatsvinden. Sommige in-situ technieken verbruiken ook minder grondwater, wat positief is voor het milieu.

Voor bioremediatie en bodemluchtexttractie zijn restverontreiniging (zie primaire effecten), energieverbruik en gebruik van chemicaliën belangrijk. Beperkingen in het landgebruik vormt de belangrijkste milieu-impact en daarna komt het energieverbruik. Onzekerheid van de tijdsduur (saneringsduur) bij in-situ remediatie maakt dat het energieverbruik, nodig voor de injectie van additieven of lucht of voor het oppompen van grondwater, moeilijk in te schatten is. De milieu-impact voor de productie van chemicaliën (bv. elektron acceptoren) die geïnjecteerd worden om de in-situ biodegradatie te stimuleren, kan sterk verschillen (bv. laag voor nitraat, maar hoog voor waterstofperoxide). Bender et al. (1998) bestudeerde de sorptie op actieve kool voor het reinigen van grondwater, waarbij het grondwater nadien werd verrijkt met elektron acceptoren en terug geïnjecteerd werd om de in-situ afbraak te verhogen. De milieu-impact voor de productie van actieve kool bleek lager te zijn dan deze om elektron acceptoren te produceren. Het gebruik van waterstofperoxide resulteerde in het hoogste energieverbruik, de hoogste afvalproductie en was ook het meest nadelig vanuit andere perspectieven. In de meeste LCA studies met betrekking tot bodemsanering werden secundaire processen (productie van hulpstoffen) meegenomen.

Secundaire effecten kunnen ook dominant zijn voor andere in-situ methoden zoals funnel and gate systemen en permeabele wanden. Voor deze technieken zijn materialen met lage permeabiliteit nodig voor de constructie van wanden (meestal staal en ijzer). De productie van staal veroorzaakt echter aanzienlijke secundaire effecten ten gevolge van energieverbruik. Vervanging van het staal door bv. cement/bentoniet zou de milieu-impact kunnen verlagen.

4.3.5.3 Conclusies primaire en secundaire effecten

Op basis van bovenstaande bespreking en impact van bepaalde saneringsaspecten op de totale milieu-impact van een saneringstechniek worden de belangrijkste milieueffecten die bijdragen aan de milieu-impact van een bodemsanering opgesteld. De belangrijkste effectcategorieën zijn:

— energieverbruik:

energieverbruik is de hoofdoorzaak voor milieueffecten bij saneringen (Suèr et al., 2004). Vele activiteiten voor het saneren van bodem hebben immers energie nodig. Meestal wordt fossiele brandstof ingezet als energiebron voor:

- transportactiviteiten (aan- en afvoer van grond bij ex-situ saneringen en het aan- en afvoeren van mensen en materialen voor het uitvoeren van de sanering);
- het aandrijven van pompen bij in-situ saneringen;

- secundaire processen (i.e. de productie van de nodige materialen/hulpstoffen voor de sanering zoals staal, waterstofperoxide, ...).

Huijbrechts et al. (2010) hebben 7 LCIA methoden vergeleken voor de productie van verschillende producten en materialen en ook zij besluiten dat het gebruik van fossiele brandstoffen een belangrijke drijfveer is voor milieueffecten.

— **uitputting van natuurlijke (schaarse) grondstoffen:**

de meest voor de hand liggende natuurlijke grondstoffen zijn bodem, aanvulgrond, grondwater, fossiele brandstoffen en metalen. Voor secundaire processen zoals de productie van materialen/hulpstoffen heeft men niet alleen energie nodig maar vaak ook natuurlijke grondstoffen.

— **landgebruik (ruimtebeslag):**

verlies aan ruimte (grondoppervlakte) heeft een impact op de biodiversiteit. Saneringsprocessen kunnen op verschillende locaties een verlies in (nuttige) oppervlakte teweegbrengen, namelijk de (rest)verontreiniging zelf, de reinigingsprocessen (on-site installatie of off-site permanente installatie (GRC)), tijdelijke opslag, de stortplaats en de groeve (ontginningszone) vanwaar opvulgrond afkomstig is. Het aspect biodiversiteit wordt zelden meegenomen, maar indien het wordt meegenomen in de LCA studie levert wel een aanzienlijke bijdrage.

— **emissies:**

- De meeste **energievormen** veroorzaken ongewenste **emissies**, zijnde:
- CO₂ (opwarming van de aarde);
- SO_x en NO_x (verzuring);
- Niet volledige verbranding (fijn stof);
- CO, VOC en NO_x (fotochemische oxidantvorming);
- Nitraat en fosfaat (eutrofiëring).

Ingrepen die het energieverbruik van het volledige saneringsproces verlagen, hebben vaak ook een positieve impact op andere regionale en globale milieueffecten die over het algemeen een gevolg zijn van bovengenoemde emissies. Meestal zijn deze ingrepen voordelig vanuit zowel economisch als milieuoogpunt (humane gezondheid en kwaliteit ecosysteem).

Emissies naar bodem en grondwater zijn een gevolg van de verontreiniging zelf ter hoogte van de site en mogelijks ook een gevolg van het toedienen van additieven/chemicaliën tijdens het saneringsproces. Emissies vanuit verontreinigde bodem naar grond- of oppervlaktewater is ook mogelijk ter hoogte van een stortplaats of tijdens ex-situ remediatie on-site of off-site. De mate waarin stoffen vrijkomen is afhankelijk van sitespecifieke condities. Hoe meer het systeem gesloten is, hoe minder ongecontroleerde emissies. Maar bij gecontroleerde systemen, waarbij de verontreiniging ofwel gevangen, gesaneerd of geconcentreerd wordt, zijn dan weer andere niet-milieuvriendelijke stappen, zoals energieverbruik, betrokken.

Emissies naar lucht, bodem en water kunnen ook ontstaan tijdens secundaire processen zoals de productie van additieven, materialen, ... nodig voor de sanering. Voor sommige processen werd al een milieubeoordeling toegepast, voor andere processen dient dit nog te gebeuren (ev. door onderzoeker zelf).

— **humane toxiciteit:**

humane toxiciteit is een gevolg van blootstelling aan de (rest)verontreiniging ter hoogte van de site (bv. verbruik van verontreinigd grondwater als drinkwater, inhalatie van verontreinigde bodemdeeltjes, inhalatie van toxische verbindingen, consumptie van verontreinigde groenten, ...), maar is ook te wijten aan emissies ten gevolge van de

saneringswerken (blootstelling aan emissies van graafwerken en transportbewegingen, verhoging van stofopwaai, ...). Saneringswerkingen kunnen ook geluidshinder, geurhinder en overlast veroorzaken. Deze laatste aspecten werden zelden meegenomen in LCA studies voor bodemsaneringsprojecten.

De milieueffecten die het meest bijdragen aan de totale milieu-impact van een saneringsvariant zijn het energie – en materiaalverbruik en landgebruik.

Het gezamenlijk beoordelen van de primaire en secundaire effecten in de LCA-studie op basis van de humane toxiciteit en ecotoxiciteit heeft als voordeel dat het optimum bepaald kan worden tussen restverontreiniging en saneren (i.e. het punt waarbij de restverontreiniging die achterblijft bij stopzetting van de sanering, resulteert in een lagere milieu-impact dan het verder actief verwijderen van vuilvracht (Sanscartier et al., 2010).

4.3.5.4 Groener en duurzamer saneren (Green and Sustainable Remediation, afgekort GSR)

De secundaire effecten van een sanering (uitputting van grondstoffen, afvalproductie, energieverbruik, enz.) en dus de totale milieu-impact, kwamen tot op heden niet aan bod bij de selectie van saneringstechnieken. Deze milieueffecten spelen nochtans een belangrijke rol bij het selecteren of ontwerpen van groene duurzame saneringsvarianten (Reddy and Adams, 2010).

Het doel van groene duurzame sanering is om de saneringsdoelstellingen te bereiken met behulp van efficiënte en duurzame technologieën, die uitputting van grondstoffen moeten voorkomen en de lucht-, water- en bodemkwaliteit moeten beschermen. Ook het maximaliseren van het hergebruik van een gesaneerde site (brownfield herontwikkeling) maakt deel uit van GSR (i.e. tertiaire effecten).

- De algemene doelstellingen voor GSR zijn:
- beperken van het energieverbruik geassocieerd met saneringsonderdelen, productie van hulpstoffen en het management van restverontreiniging in bodem en grondwater alsook het promoten van hernieuwbare energie;
- behoudt van natuurlijke reserves (grondstoffen);
- beperken van emissies,
- beperken van het on-site en off-site storten van afval,
- maximaliseren van het hergebruik van materialen en water;
- maximaliseren van het hergebruik van de gesaneerde grond/site.

De ideale saneringsvariant (i.e. de geselecteerde saneringstechnologie(ë)n en alle ermee gepaard gaande on-site en off-site activiteiten) dient:

- de humane risico's en de ecologische risico's te minimaliseren op een kosteneffectieve wijze en binnen een redelijke termijn;
- secundair afval te vermijden en ongecontroleerde migratie (massaoverdracht van de ene fase naar de andere) te voorkomen;
- een effectieve oplossing te zijn op lange termijn;
- effecten op land-en ecosysteem te minimaliseren;
- een geschikt en nuttig landgebruik mogelijk te maken;
- het energieverbruik te minimaliseren en hernieuwbare energiebronnen (bv. zonne-energie, wind, enz.) te promoten;
- de uitstoot van luchtverontreinigende stoffen en broeikasgassen te beperken;
- het verbruik van water te beperken en het gebruik van gerecycleerd water, geregenereerd water en regenwater aan te moedigen. Bovendien moet de sanering de impact op natuurlijke hydraulische waterlichamen minimaliseren;
- het verbruik van materialen te minimaliseren, recyclage te stimuleren alsook het verbruik van gerecycleerden materialen.

Doordat een saneringsvariant meerdere saneringstechnologieën kan combineren, kan het zijn dat de meest duurzame saneringsvariant toch voorstelt om een niet of minder duurzame saneringstechnologie toe te passen. Niet alleen de saneringstechnologie moet aan de doelstellingen van GSR voldoen maar de volledige levenscyclus van een saneringproces. Zo wordt ex-situ biologisch reinigen beschouwd als een veelbelovende GSR-technologie, maar dit is zonder rekening te houden met de milieu-impact van het transport van en naar grondreinigingscentra. Ook gestimuleerde in-situ bioremediatie wordt beschouwd als een GSR-technologie, maar de milieu-impacten ten gevolge van de langdurige sanering dienen vergeleken te worden met deze van andere actieve saneringsvarianten met een kortere saneringsduur. Over het algemeen verbruiken passieve technologieën (fytoremediatie en permeabele reactieve wanden) minder materiaal en energie en dient minder afval/effluent beheerd te worden, actieve saneringen voorkomen dat de verontreiniging kan migreren (uitloging, verspreiding via grondwater naar oppervlaktewater en vervluchtiging). Vaak worden in-situ technieken gevolgd door MNA vergeleken met ontgraven in combinatie met storten. Door de verontreiniging via in-situ technieken aan te pakken wordt de uitstoot van broeikasgassen en andere emissies beperkt, maar bij ontgraven in combinatie met storten is de saneringsduur veel kleiner en wordt nazorg (monitoring) vaak overbodig.

Wanneer saneringstechnologieën die als GSR worden aanzien, verkeerd geïmplementeerd worden, zal hun milieu-impact toenemen. Zo zullen saneringstechnologieën voor het behandelen van restverontreiniging niet efficiënt zijn voor het saneren van bronzones. Zo hebben grondwaterpluimen met hoge concentraties behoefte aan een kortstondige actieve saneringstechnologie om de vuilvracht snel te reduceren. Anderzijds zijn technologieën voor bronverwijdering vaak ineffectief in het behandelen van restverontreinigingen, daar de uitstoot van broeikasgassen en het verbruik van energie in dit geval zwaarder doorwegen dan de positieve milieu-impacten van het verder saneren. Voor het behandelen van restverontreiniging worden technieken die minder energie vereisen en minder emissies veroorzaken aangeraden. Ondanks het feit dat de saneringsduur verlengd wordt, mogen omvangrijke grondwaterpluimen met passieve energiearme technieken behandeld worden en dit omwille van het positieve effect op de totale milieu-impact.

Energie-intensieve technieken zoals thermische behandelingen voldoen niet aan de GSR doelstellingen, maar kunnen toch duurzaam worden indien hernieuwbare energieën (zonne-energie, wind-energie, ...) ingezet kunnen worden.

Doordat een levenscyclusanalyse de milieu-impact van de volledige levenscyclus van een saneringsvariant in kaart brengt, kan deze analyse de GSR-doelstellingen gelijktijdig beoordelen alsook de impact van transportprocessen (o.a. bij off-site behandelingen). LCA wordt aanzien als een goed hulpmiddel bij het selecteren van de 'milieuvriendelijkste' saneringsvariant.

In de studie van US EPA (2010) werd de ecologische voetafdruk van drie saneringstechnologieën, n.l. in-situ bioremediatie, P&T en een combinatie van beide (hybridevariant), beschreven voor een verontreiniging met VOC's in grondwater (Romic-site, Californië). De CO₂-uitstoot was één van de 15 bestudeerde milieuparameters en werd reeds uitvoerig beschreven in het VITO-rapport RMA/VITO/R/276. Naast CO₂ werden in deze studie ook voetafdrukken bepaald voor NO_x, SO_x, PM (fijn stof), niet-gevaarlijk afval, gevaarlijk afval, toxische luchtverontreiniging, Hg, Pb, dioxines, energie, elektriciteit, water algemeen, drinkbaar water en lokaal onttrokken water (winbaar water). In deze studie werd o.a. aangegeven dat de keuze en het aantal milieuparameters opgenomen in de studie de resultaten van de LCA (i.e. milieu-impact van de saneringsvariant) sterk beïnvloedt. In deze studie werd aangeraden om voorzichtig te zijn met conclusies omtrent het 'groene' karakter van saneringsvarianten. Bioremediatie had voor de meeste milieuparameters de laagste voetafdrukken met uitzondering van 'lokaal winbaar water' (nodig voor de injectie van nutriënten) en 'dioxines' (ten gevolge van de productie van PVC voor injectiefilters). NO_x- en SO_x-emissies volgden over het algemeen het patroon van de CO₂-uitstoot en bijgevolg zou de CO₂-voetafdruk als indicatorparameter gebruikt kunnen worden. De productie van sommige materialen gebruikt voor de sanering bv. GAC is milieuonvriendelijk en bijgevolg zou het nuttig zijn om producenten aan te moedigen om "milieuvriendelijker" te produceren door bv. hernieuwbare energie in te zetten.

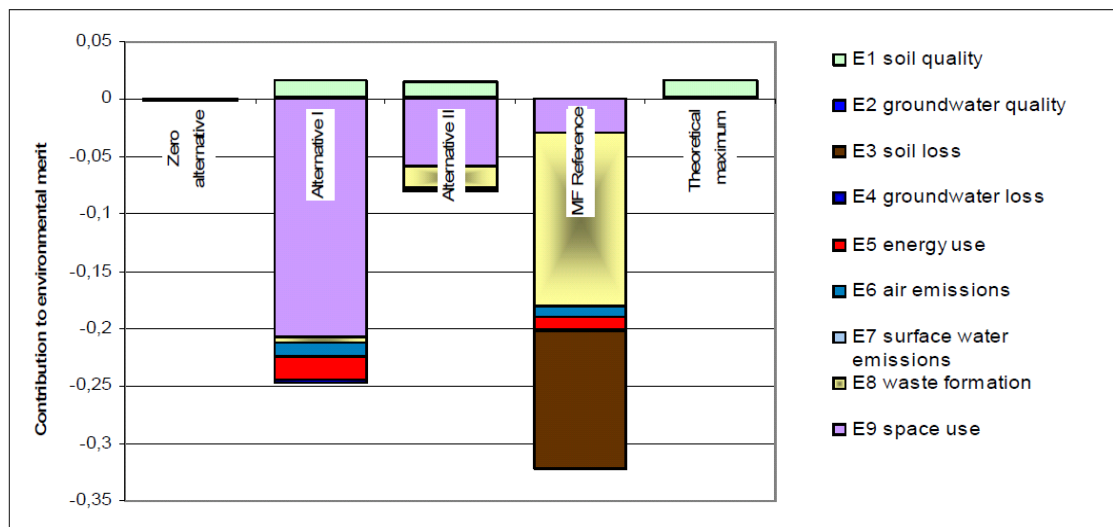
4.3.5.5 LCA-toepassingen in Vlaamse bodemsaneringsprojecten

Er werden geen publicaties teruggevonden waarin LCA werd toegepast op een Vlaams bodemsaneringsproject, met uitzondering van de studie van Cappuyns et al. (2010) die de REC-methode (i.e methode gebaseerd op LCA-principes) vergelijkt met de huidige BATNEEC-evaluatie.

In deze studie werd de ex-situ variant 'ontgraven' vergeleken met de nieuwe thermische in-situ techniek Thermopile®. Ter hoogte van de bestudeerde site is een olieproduct in de bodem terecht gekomen en werd een drijf laag vastgesteld. Volgens deze studie verbruikt de Thermopile techniek 5 tot 10 keer minder energie dan de thermische in-situ technieken stoom- en stroominjectie omwille van een gesloten circuit (hergebruik van hete gassen) en het gebruik van de verdampte verontreiniging als brandstof in de thermische oxidator. Ook de milieu-impact van Thermopile zou lager zijn dan voor de andere thermische in-situ technieken, door de lagere CO₂-emissie (factor 5 tot 10) en ook lagere NO_x- en SO₂-emissies. Verder zouden bij Thermopile geen stofemissie en minder geluidshinder optreden.

In de inventarisatiefase van de REC-analyse werd voor beide saneringsvarianten een analyse gemaakt van de bodemkwaliteit, grondwaterkwaliteit, energieverbruik en emissies, afvalproductie en ruimtegebruik. Bij de ex-situ variant werd grond ontgraven en afgevoerd naar een GRC voor biologische reiniging en werd propere grond aangevoerd. Dit resulteerde in een lagere rest-verontreiniging in de bodem en een snellere sanering dan bij Thermopile. Naar grondwater-kwaliteit toe scoorden beide technieken gelijk, maar bij Thermopile werd er minder grondwater verbruikt. Naar emissies toe speelde dieselverbruik (transport van en naar het GRC over een afstand van 32 km en verbruik door graafmachines) een belangrijke rol alsook het energieverbruik voor de biologische reiniging in de GRC en de grondwateronttrekking en -behandeling. Daarnaast werd vastgesteld dat de Thermopile technologie - aangedreven door aardgas - energie-efficiënter zou zijn ten opzichte van het dieselverbruik bij de ontgraving. Bij het gebruik van natuurlijk gas komen er ook minder emissies vrij (Emis-Vito, 2009). Op gebied van afvalproductie scoorde ontgraven beter, maar naar ruimtegebruik toe neemt de Thermopile minder oppervlakte in beslag over eenzelfde periode. De resultaten uit de inventarisatiefase werden in de impact assessment gewogen (Figuur 6). Op basis hiervan besloten de auteurs dat Thermopile tot 3 keer minder negatieve milieueffecten genereert dan ontgraving, terwijl de restverontreiniging voor beide alternatieven een gelijke positieve score opleverde. De lagere milieu-impact van Thermopile was te danken aan minder ruimtegebruik, minder energieverbruik en minder emissies.

Ook aan de hand van de BATNEEC-methode werd Thermopile als beste variant naar voor geschoven in de studie en dit op basis van technische en financiële aspecten (Tabel 3). Voor het milieu-hygiënisch aspect behaalde ontgraving een betere score omwille van de zekerheid met betrekking tot de restverontreiniging. De goede technische score voor de Thermopile is hier niet te danken aan lage emissies en een laag energieverbruik maar aan afwezigheid van hinder en schade als gevolg van de sanering. Het verschil tussen de varianten is zeer klein en indien een andere eBSD dit zou uitvoeren zou men mogelijk tot andere conclusies kunnen komen.



Figuur 6: De resultaten van het wegingsproces in de REC-methode (Alternatief I = ontgraven, Alternatief II = Thermopile) (Bron: Capuyns et al., 2010)

	Aantal varianten	3			
	Maximaal uit te delen punten per rij	15			
			1	2	3
Criterium	Gewicht	ONTGR	THERM	MON	
Milieuhygiënisch					
Niveau behalen decretale doelstellingen grond	4,25	8	6	1	
Niveau behalen decretale doelstellingen grondwater	4,25	8	6	1	
Totale vuilvrachtvermindering	4,25	8	6	1	
Beperkingen na sanering voor het gebruik	4,25	6	6	3	
Verbruik secundaire grondstoffen tijdens sanering	4,25	3	1	11	
Rechtstreekse emissie naar andere milieucompartmenten	4,25	3	3	9	
Andere milieuhinder tijdens sanering	4,25	3	3	9	
Saneringsduur en beleidsdoelstellingen	4,25	7	7	1	
Uit te delen punten voor dit criterium	34,00				
Subtotaal		196	162	153	
Technisch					
Afwezigheid bijkomende hinder tijdens de sanering	8,25	3	4	8	
Effectieve schade ten gevolge van de sanering	8,25	2	6	7	
Potentiële schade ten gevolge van de sanering	8,25	4	5	6	
Veiligheidsmaatregelen tijdens de sanering	8,25	3	5	7	
Uit te delen punten voor dit criterium	33,00				
Subtotaal		99	165	231	
Financieel					
Kosten sanering	22,00	3,65	4,11	7,23	
Waarde van de restverontreiniging	11,00	7	7	1	
Uit te delen punten voor dit criterium	33,00				
Subtotaal		157	167	170	
Totaal		452	494	554	
Kostprijs		1436340,00	1265000,00	100000,00	

Tabel 3: Resultaten van de BATNEEC-analyse (Bron: Cappuyns et al., 2010)

5 LCA DATABANKEN en LCA SOFTWARE

5.1 LCA databanken en LCIA Methoden

Reeds enkele jaren wordt heel wat onderzoek gedaan met betrekking tot LCA. Momenteel bestaan er verschillende LCA softwareprogramma's die gebruik maken van één of meerdere databanken die op hun beurt verschillende LCIA methoden bevatten voor het uitvoeren van een effectbeoordeling. In de volgende paragrafen worden de LCA programma's en LCIA methoden die aan bod kwamen in de recentere LCA studies voor bodemsaneringsprojecten kort toegelicht worden.

5.1.1 LCA Software

Er zijn verschillende LCA softwareprogramma's beschikbaar die speciaal geschreven zijn voor het uitvoeren van LCA berekeningen o.a.:

- Simapro (<http://www.pre.nl/content/simapro-lca-software/>)
- Eco-it (www.pre.nl/eco-it/default.htm)
- GaBi (<http://www.gabi-software.com/index.php?id=85&L=0&redirect=1>)
- Umberto (<http://www.umberto.de/en/>)
- Team (https://www.ecobilan.com/uk_team.php)

5.1.1.1 Simapro

Simapro is de software die toegepast werd in de recentere LCA studies voor bodemsaneringsprojecten. Simapro is bovendien ook de software die door VITO wordt toegepast voor allerlei LCA studies. Het programma Simapro is door Pré Consultants geschreven en bestaat uit proceskaarten. In de proceskaarten kunnen de milieu-ingrepen van een proces worden opgenomen. Naast milieu-ingrepen kunnen ook andere processen opgenomen worden en zo ontstaat een procesboom. De levenscyclus van een product wordt opgenomen in zogenaamde boxen. Zo zijn er boxen voor assemblage, gebruik en afdanking van een product. In de boxen worden hoeveelheden materialen en processen opgenomen door middel van proceskaarten. Bij de berekening in Simapro worden de milieu-ingrepen uit alle proceskaarten in de juiste verhoudingen opgeteld en vermenigvuldigd met de bijhorende karakteriseringsfactoren. Tevens worden de milieuthema's genormaliseerd en geëvalueerd door ook weer met de bijhorende factoren te vermenigvuldigen. De resultaten worden zowel grafisch als cijfermatig gepresenteerd. Simapro bevat meerdere databanken (o.a. ecoinvent) met LCI informatie waarmee het product of systeem kan worden gemodelleerd en biedt ook verschillende LCIA methoden aan voor de effectbeoordeling.

5.1.2 LCI Databanken

Via diverse softwareprogramma's kan LCA toegepast worden, mits de nodige milieugegevens van alle processen uit de levenscyclus van het product of in dit geval de saneringsvariant gekend zijn. Er zijn verschillende databanken beschikbaar die milieu-informatie voor belangrijkste processen bevatten. In de meeste softwareprogramma's zijn één of meerdere databanken ingebouwd. Anderen zijn zo ingericht dat de gebruiker zelf de nodige databanken kan inlezen. Enkele voorbeelden van LCI databanken zijn:

5.1.2.1 Zwitserse LCI databank Ecoinvent v2.0

Deze databank is de opvolger van v1.01 tot v1.3 en werd in 2007 na vier jaar updates en studies vrijgegeven. De databank is een werk van The Swiss Centre For Life Cycle Inventories en bevat meer dan 4000 datasets voor producten, diensten en processen. Ecoinvent verenigt verschillende Levens-Cyclus Inventarissen (LCI) in één databank.

Met Ecoinvent worden basiselementen (elementaire stromen) geschat. De elementaire stromen kunnen in twee groepen verdeeld worden: de extracties onttrokken uit het milieu voor de productie van producten of diensten (bv fossiele grondstoffen) en de emissies die vrijkomen bij het produceren van de producten of diensten (bv CO₂). De emissies worden op hun beurt in drie verschillende groepen onderverdeeld: emissies in de lucht, de bodem en het water (Ecoinvent report 1, 2007).

In de Ecoinvent v2.0 database zijn ongeveer 1500 verschillende elementaire stromen opgenomen. Dit zou het opstellen van een LCA heel ingewikkeld maken, ware het niet dat men gebruik kan maken van verschillende "Impact Assessment Methods". Bij een "Life Cycle Impact Assessment" (LCIA), krijgt iedere elementaire stroom een factor, die aangeeft in welke mate die elementaire stroom een impact heeft op datgene dat wordt onderzocht. De verschillende soorten factoren werden reeds kort beschreven in Tabel 1 van § 2.4 (Ecoinvent report 3, 2007). Er blijven enkele methodologische problemen mogelijk wanneer men de LCIA methoden met de elementaire stromen gaat verbinden. Mogelijke problemen zijn dat de elementaire stromen niet overeen komen met die van de gebruikte LCIA of dat sommige factoren in de LCIA geen corresponderende stroom hebben in de databank. Daar het onmogelijk is om alle LCIA methoden te bespreken, worden in § 5.1.3 de in de literatuurstudie aangehaalde LCIA methodes kort toegelicht.

5.1.2.2 US LCI databank (NREL; National Renewable Energy laboratory)

NREL en haar partners creëerden de Amerikaanse Life Cycle Inventory (LCI) Databank om LCA beoefenaars te helpen bij het beantwoorden van vragen over milieu-impact. Deze databank geeft informatie over individuele gate-to-gate, cradle-to-gate en cradle-to-grave analyses van energie- en materiaalstromen in en uit het milieu die geassocieerd zijn met het produceren van een materiaal, een component of een handeling in de VS.

De VS LCI Database:

- handhaaft de kwaliteit en transparantie van gegevens;
- beschrijft de algemeen voorkomende materialen, producten en processen die worden gebruikt in de Verenigde Staten met up-to-date en kritisch beoordeelde LCI data;
- biedt ondersteuning bij het gebruik van LCA als milieu-instrument voor besluitvorming;
- is compatibel met andere internationale LCI databanken;
- uitzonderlijke toegankelijkheid van gegevens;
- ondersteunt de concurrentie binnen de Amerikaanse industrie.

5.1.2.3 Europese LCI databank (ELCD; European Life Cycle database)

De ELCD database bevat LCI gegevens van Europese ondernemingen/verenigingen (o.a. de ijzer- en staalindustrie (Eurofer), kunststofleveranciers (Plastics Europe, voormalig APME), fabrikanten van golfkarton (FEFCO), de ccontainerraad (ECO), de aluminium associatie (EAA), het koperinstituut (ECI), ... De ELCD database bevat tevens andere LCI informatiebronnen voor de belangrijkste grondstoffen, energie, vervoer en afvalbeheer. De nadruk wordt gelegd op de kwaliteit van de gegevens, consistentie en toepasbaarheid. De datasets zijn goedgekeurd door de genoemde verenigingen en worden officieel ter beschikking gesteld. De databank wordt ook regelmatig bijgestuurd in functie van nieuwe/bijkomende gegevens. De beoogde gebruikers van deze datasets zijn experts / beoefenaars van LCA. De datasets zijn gratis toegankelijk voor alle LCA beoefenaars en er zijn geen toegangs- of gebruiksbeperkingen. De datasets van de ELCD

database zijn voorzien van belangrijke Europese data en moeten aanzien worden als aanvullingen met betrekking tot andere gegevensbronnen (i.e. geen concurrentie).

5.1.3 LCIA methoden

De LCIA methoden (impactbeoordelingsmethoden) die aan bod kwamen in de recentere LCA studies zijn EDIP97, USES-LCA, TRACI, IMPACT2002+ en USEtox™.

Het Deense **EDIP97-toxiciteitsmodel** werd toegepast in drie studies (Toffoletto et al. (2005), Godin et al. (2004) en ScanRail Consult et al. (2000)). EDIP (Environmental Design of Industrial Products) werd ontwikkeld in 1996 (Hauschild & Wenzel). In dit model worden de karakteristieken van de humane toxiciteit en ecotoxiciteit van een stof berekend op basis van de belangrijkste eigenschappen van de stof (persistentie, volatiliteit, bioconcentratiefactoren, herverdeling over milieucompartmenten en (eco)toxiciteit). EDIP97 modelleert de toxiciteit voor de mens via de compartimenten lucht, water en bodem en ecotoxiciteit via acute en chronische effecten op water, en chronische effecten in de bodem (Wenzel et al. 1997).

EDIP2003 is de nieuwere versie van EDIP97 en bestrijkt meer milieumechanismen en ligt dichterbij een schadegeoriënteerde aanpak (Hauschild & Potting, 2005). EDIP 2003 neemt de kenmerken van het ontvangende milieu mee om zo de relevantie van de berekende effecten te verhogen. EDIP 2003 onderzoekt de mogelijkheden voor de opname van blootstelling aan niet-mondiale impact categorieën zoals verzuring, fotochemische ozonvorming, de ecotoxiciteit, vermesting, humane toxiciteit en lawaai in LCA.

Het **USES-LCA toxiciteitsmodel** werd toegepast door Ribbenhed (2002) en is gebaseerd op het uniforme systeem voor de beoordeling van stoffen (USES 2.0). Dit is een multimedia model voor het modelleren van het gedrag, de blootstelling en de effecten en dit op twee geografische schalen, continentaal en mondiaal. Vier verschillende impactcategorieën voor ecotoxiciteit zijn opgenomen (zoetwater aquatische ecotoxiciteit, zoetwater sediment ecotoxiciteit, mariene aquatische ecotoxiciteit en mariene sediment ecotoxiciteit), evenals één impactcategorie voor humane toxiciteit. Lucht, zoet water, zeewater, industrieel gebied en agrarische gebied worden beschouwd als emissiecompartimenten.

Het **TRACI-effectbeoordelingsmodel** ontwikkeld door de Amerikaanse EPA (Bare et al., 2003)) werd toegepast door Cadotte et al. (2007). Voor de evaluatie van de humane toxiciteit past TRACI een regionaal multimedia gedragsmodel toe (CalTOX) gekoppeld met een humaan blootstellingsmodel dat de blootstellingsroutes blootstelling via bodemdeeltjes, blootstelling via voedsel en (drink)water en blootstelling via inhalatie worden meegenomen. Humane toxiciteitseffecten worden verdeeld in drie categorieën namelijk carcinogene effecten, niet carcinogene effecten en gezondheidsgelateerde effecten. Potentiële ecotoxische effecten ten gevolge van emissies naar lucht en oppervlaktewater worden samengevoegd tot één impactcategorie namelijk 'ecotoxiciteit'.

Voor **IMPACT2002+**, zijn nieuwe concepten en methoden ontwikkeld, in het bijzonder voor de beoordeling van de humane toxiciteit en ecotoxiciteit. Binnen- en buitenlucht emissies kunnen worden vergeleken en ook neerslag wordt meegenomen (Joliet et al., 2003). De andere categorieën zijn allen overgenomen van bestaande methoden (Eco-indicator 99 en CML 2002). Normalisering kan zowel op de 15 'mid point' categorieën als op de 4 'end point' categorieën worden toegepast (zie Figuur 3). De IMPACT2002+ methode biedt momenteel karakteriseringsfactoren voor bijna 1500 verschillende LCI resultaten, die kunnen worden gedownload op <http://www.epfl.ch/impact>.

Het **USEtox™ model** is een LCIA model voor de karakterisering van humane en ecotoxische effecten en voor het vergelijken en rangschikken van chemicaliën volgens hun gevaarlijke eigenschappen. Het USEtox™ model werd ontwikkeld door een onderzoeksteam van de UNEP-SETAC Life Cycle Initiative, met als doel de kennis en het beheer van chemische stoffen in het milieu wereldwijd te verbeteren door het verder ontwikkelen, evalueren, toepassen en

verspreiden van het USEtox™ model dat het gedrag, de blootstelling en effecten van chemische stoffen beschrijft. Het model wordt momenteel herzien met als doel dat dit model het voorkeursmodel zou worden voor de karakteriseringsmethode van humaan toxische en ecotoxicologische effecten in LCIA. Het USEtox™ model, de bijhorende karakteriseringsfactoren en aanbevelingen m.b.t. het omgaan met toxiciteit in een vergelijkende beoordeling worden beschreven in de publicatie van Rosenbaum et al. (2008).

De primaire doelstelling van de **RECIPE- methode** is om de milieuparameters om te zetten, in een beperkt aantal indicator scores die de relatieve ernst van een milieu-impact categorie weergeven. Normalisering kan zowel op de 18 'mid point' categorieën als op de 3 'end point' categorieën worden toegepast.

6 Besluit

Bij de keuze van saneringsvarianten zijn vaak meerdere partijen betrokken o.a. de eigenaar van de site, de erkende bodemsaneringsdeskundige (eBSD) en de overheid (OVAM), maar soms ook aannemers en omwonenden (buurtcomité). Momenteel wordt bij de keuze van de sanerings-techniek(en) en -variant(en) voornamelijk gekeken naar minimalisatie van lokale risico's (i.e. de primaire milieueffecten), de saneringsduur en financiële en technische overwegingen (BBT en BATNEEC-methode). De secundaire milieueffecten van een sanering (uitputting van grondstoffen, afvalproductie, materiaal- en energieverbruik, emissies naar lucht, bodem en water) en dus de totale milieu-impact, kwamen tot op heden nauwelijks aan bod.

Niettegenstaande het saneren van een verontreinigde bodem de kwaliteit van het lokale milieu verbetert, dient dus de vraag gesteld te worden wat de totale impact van het volledige saneringsproject is op de milieukwaliteit. De secundaire milieueffecten spelen ook een belangrijke rol bij het selecteren of ontwerpen van groene en duurzame saneringsvarianten (GSR of Green and Sustainable Remediation). Het doel van GSR is om de saneringsdoelstellingen (bv. terugsaneerwaarden) te bereiken met behulp van efficiënte en duurzame technologieën, die uitputting van grondstoffen moeten voorkomen en de lucht-, water- en bodemkwaliteit moeten beschermen. Ook het maximaliseren van het hergebruik van een gesaneerde site (i.e. tertiaire milieu-effecten geassocieerd met brownfield herontwikkeling) maakt deel uit van GSR, maar deze effecten werden tot op heden zelden meegenomen.

De algemene doelstellingen voor GSR zijn:

- beperken van het energieverbruik geassocieerd met saneringsonderdelen, productie van hulpstoffen en het management van restverontreiniging in bodem en grondwater alsook het promoten van hernieuwbare energie;
- behouden van natuurlijke reserves (grondstoffen);
- beperken van emissies;
- beperken van het on-site en off-site storten van afval;
- maximaliseren van het hergebruik van materialen en water (recyclage);
- maximaliseren van het hergebruik van de gesaneerde grond/site.

Verschillende beleidsondersteunende instrumenten zijn beschikbaar zoals LCA (Levens Cyclus Analyse), MCA (Multi Criteria Analyse), CEA (Kosten Effectiviteit Analyse) en CBA (Kosten Baten Analyse) (Onwubuya et al., 2009; SuRF-UK framework, 2010).

Om de milieu-impact van een bodemsanering te begroten, kan een LevensCyclusAnalyse (LCA) toegepast worden. LCA is een algemeen aanvaarde en toegepaste methode voor het evalueren en kwantificeren van milieueffecten die worden geassocieerd met het leven van een product of proces (van winning van grondstoffen, productie, transport tot afvalverwerking). Een LCA kan vele GSR-doelstellingen gelijktijdig beoordelen alsook de impact van transportprocessen. Bijgevolg wordt LCA beschouwd als een goed besluitvormingsinstrument voor een vergelijkende evaluatie van saneringsvarianten. Bovendien neemt LCA ook de saneringsduur en de daarmee gepaard gaande milieueffecten van een saneringsvariant mee.

In opdracht van OVAM werd door VITO een inventarisatie gemaakt van de bestaande literatuur en methoden rond het toepassen van LCA in bodemsaneringsprojecten met het doel nieuwe inzichten te helpen ontwikkelen voor het ontwerpen van groenere en duurzamere saneringsvarianten. Deze kunnen als dusdanig ook worden ingepast in de bestaande BATNEEC- of MCA-procedure (Standaardprocedure BSP).

In het voorliggend rapport worden de verschillende fasen van een LCA in het algemeen toegelicht, alsook hoe deze fasen tot dusver al toegepast werden in bodemsaneringsprojecten. Sinds eind jaren '90 zijn verschillende publicaties verschenen over LCA toepassingen in bodemsaneringsprojecten. In het literatuuroverzicht worden 17 publicaties beschouwd en worden de belangrijkste verschillen met betrekking tot aannames, keuzes, resultaten en aanbevelingen die van belang zijn voor LCA toepassing op bodemsaneringsprojecten, toegelicht.

In een LCA worden voor verschillende milieuparameters (CO_2 , CH_4 , N_2O , NO , PM , ...) de relevante processen geïnventariseerd voor het volledige saneringstraject. Vervolgens worden de milieuparameters toegewezen aan 'mid point' effectcategorieën, o.a. humane toxiciteit, respiratie, ioniserende straling, aantasting van de ozonlaag, fotochemische oxidatie (smog), ecotoxiciteit voor water, ecotoxiciteit voor bodem, verzuring van water, eutrofiëring (vermesting) van water, verzuring en vermesting van bodem, landgebruik, opwarming van de aarde, gebruik van niet-hernieuwbare energie en winning van delfstoffen. Deze 'mid point' effectcategorieën kunnen indien gewenst nog verder door vertaald worden naar 4 'end point' effectcategorieën, namelijk humane toxiciteit, ecotoxiciteit, klimaatverandering en uitputting van niet-hernieuwbare grondstoffen. Tijdens het uitvoeren van een LCA op een saneringsproject wordt voor elke relevante milieuparameter een voetafdruk bepaald.

Sommige LCA studies richten zich enkel op de CO_2 -uitstoot, terwijl andere studies zich beperken tot het verbruik van elektriciteit en brandstof en de bijdragen geassocieerd met de fabricage van materialen en/of off-site diensten niet meenemen. Parallel aan deze LCA studie heeft VITO een rapport opgesteld waarin de CO_2 -voetafdruk van saneringsprojecten in detail wordt besproken (RMA/VITO/R/276). De CO_2 -voetafdruk refereert naar het kwantificeren (schatten, berekenen en/of meten) van de CO_2 -uitstoot en andere broeikasgassen (CH_4 en N_2O) die vrijkomen tijdens de uitvoering van bodemsaneringswerken o.a. verbranding van fossiele brandstoffen (o.a. transport), elektriciteitsverbruik (o.a. pompen) en materiaalverbruik (o.a. leidingen en injecties). De milieuparameters CO_2 , CH_4 en N_2O zijn alle broeikasgassen die een impact hebben op de opwarming van de aarde (dampkring). Om deze impact te kunnen begroten, wordt de uitstoot van deze 3 milieuparameters omgerekend naar CO_2 -equivalenten of GWP⁹ ($1\text{ kg CO}_2 = 1\text{ CO}_2\text{-eq.}$, $1\text{ kg CH}_4 = 21\text{ CO}_2\text{-eq.}$ en $1\text{ kg N}_2\text{O} = 310\text{ CO}_2\text{-eq.}$). In de LCA software worden de CO_2 -equivalenten van deze 3 milieuparameters opgeteld en dit geeft dan de impact weer op de 'mid point' effectcategorie 'opwarming van de aarde'. Deze impact kan vervolgens nog verder worden vertaald naar de impact op de 'end point' effectcategorie 'klimaatverandering'. De CO_2 -voetafdruk is in feite een onderdeel van een volledige LCA van een saneringsvariant of anders gezegd, de CO_2 -voetafdruk is een LCA waarbij de analyse zich beperkt tot emissies die een impact hebben op 'klimaatverandering'. Door enkel de CO_2 -voetafdruk te bepalen, worden mogelijk andere belangrijke milieu-impacten verwaarloosd en dit zou kunnen resulteren in een verschuiving van negatieve effecten op het milieu.

Tijdens het uitvoeren van een LCA dienen de nodige invoergegevens zoals saneringsparameters, conversiefactoren, elementaire stromen (o.a. energie- en brandstofverbruik van toestellen en machines), materiaalverbruik, emissies, ... verzameld en geïnventariseerd te worden en dit vergt een aanzienlijke inspanning. Ook nazorgaspecten maken deel uit van een LCA voor een volledig saneringsproces. De inventarisatie kan gestroomlijnd worden door de informatie te organiseren in tabellen en databanken (LCI). De verzamelde informatie met betrekking tot emissies en verbruiken wordt vervolgens vertaald naar milieu-effecten en gezondheidseffecten door gebruik te maken van effectbeoordelingsmethoden (LCIA) opgenomen in softwareprogramma's voor het uitvoeren van LCA. Tot op heden is er echter nog geen gestandaardiseerd proces, set van parameters of geaccepteerd instrument (softwarepakket) beschikbaar voor de toepassing van LCA in bodemsaneringsprojecten. De systeemgrenzen, de aannames en de keuzes bepalen sterk de omvang van de inventarisatiefase en de resultaten van de LCA. Bijgevolg wordt aangeraden dat de LCA-uitvoerder deze aspecten uitwerkt in nauw overleg met de betrokken partijen en/of dat er een externe toetsing (kritische beoordeling door één of meerdere onafhankelijke deskundigen) gebeurt.

⁹ GWP of Global Warming Potential; GWP is een indicator dat het relatieve effect van het broeikasgas op de klimaatverandering weergeeft voor een vaste periode, bv. 100 jaar (GWP_{100}).

LCA kan gebruikt worden voor het bepalen en vergelijken van milieu-impacten van saneringsvarianten (prospectieve LCA). De LCA resultaten vormen een goed hulpmiddel bij het maken van een milieubewuste keuze tussen saneringsvarianten, maar ze geven meestal geen direct antwoord op de vraag welke saneringsvariant nu uiteindelijk de milieuvriendelijkste is (i.e. minst milieubelastende). Dit komt door de complexiteit van alle (milieu)aspecten die komen kijken bij bodemsanering. Elk saneringsproces wordt uitgedrukt in milieu-ingrepen die toegekend worden aan verschillende effectcategorieën, o.a. verzuring, vermesting, klimaatverandering, ruimtebeslag, enz. Elk saneringsproces levert met andere woorden een zekere bijdrage aan verschillende effect-categorieën. De uitkomst van een LCA – het milieuprofiel – is dus een opsomming van elk van deze bijdragen en dit in de vorm van effectscores (indicatorresultaten). Om de keuze te vergemakkelijken, kunnen de indicatorresultaten van verschillende effectcategorieën tegen elkaar afgewogen worden zodat er per saneringsvariant uit de effectscores een beperkt aantal eindscores gevormd worden. Op de vraag welke saneringsvariant voor het milieu de minst belastende is, is dus geen objectief antwoord mogelijk, tenzij één van de saneringsalternatieven op alle milieuthema's het beste scoort. Afhankelijk van de toegepaste saneringsvariant kan ook een verschuiving van de problematiek plaatsvinden van het ene compartiment naar het andere (vb. emissie van bodem naar grondwater), van het lokale milieu naar het regionale of mondiale milieu en/of van de ene impactcategorie naar de andere (bv. van humane toxiciteit naar opwarming van de aarde). Deze verschuivingen kunnen door middel van een LCA in beeld gebracht kunnen worden.

Op basis van een voltooid bodemsaneringsproject kan een retrospectieve LCA uitgevoerd worden. Dergelijke analyse verhoogt de kennis over de milieueffecten van een saneringstechnologie en identificeert de belangrijkste bijdragers aan de milieuimpact, om zo bestaande technologieën en/of saneringsvarianten te kunnen optimaliseren (innovatieve GRS-technieken/-varianten met lage milieu-impact). Een retrospectieve analyse is ook geschikt om LCA kaders voor de selectie van toekomstige saneringstechnologieën te verbeteren.

De literatuurstudie heeft aangetoond dat LCA geschikt is om de milieubelasting van saneringen te begroten. Maar, LCA geeft geen volledig beeld van de duurzaamheid van een saneringsvariant daar (nog) niet alle milieuaspecten in rekening (kunnen) gebracht worden. Denk maar aan de beperkingen met betrekking tot emissies op lange termijn (bv. uit stortplaatsen) en toxische aspecten van afbraakproducten. Anderzijds neemt een LCA-studie geen sociale, technische en economische aspecten mee. LCA toepassingen in bodemsaneringsprojecten komen beperkt voor en dit door een gebrek aan kennis over LCA bij saneringsdeskundigen, een gebrek aan invoergegevens (basiselementen) en een gebrek aan tijd. Bovendien vereist een LCA ook een interdisciplinaire kennis en/of samenwerking. Het grootste nadeel van LCA is de tijd nodig voor de inventarisatiefase en de daarmee gepaard gaande kosten.

Volgens de huidige “standaardprocedure BSP” dienen eerst risicogebaseerde terugsaneerwaarden afgeleid te worden op basis van een sitespecifieke risico-evaluatie van de toxiciteit voor mens en dier en de verspreidingsrisico's (zie CGP voor het afleiden van risicogebaseerde waarden, www.ovam.be). In het BSP worden vervolgens saneringsvarianten voorgesteld waarmee men deze vooropgestelde terugsaneerwaarden hoopt te bereiken. In dit geval kan ervoor geopteerd worden om de primaire effecten niet op te nemen in de LCA-studie en enkel de secundaire effecten te bestuderen (vereenvoudigde LCA-studie). Het gezamenlijk beoordelen van de primaire en secundaire effecten in de LCA-studie op basis van de humane toxiciteit en ecotoxiciteit heeft als voordeel dat het optimum bepaald kan worden tussen restverontreiniging en saneren (i.e. het punt waarbij de restverontreiniging die achterblijft bij stopzetting van de sanering, resulteert in een lagere milieu-impact dan het verder actief verwijderen van vuilvracht (Sanscartier et al., 2010)).

In Vlaanderen is er weinig ervaring met het toepassen van LCA in bodemsaneringsprojecten. Er werd één studie gevonden (Cappuyns et al., 2010). Daarin werd de REC-methode toegepast om twee saneringsvarianten voor een olieverontreiniging te vergelijken, namelijk de ex-situ techniek 'ontgraving' en de in-situ techniek 'thermopile'. Vervolgens werd de bestaande – in BSP's verplichte – BATNEEC-afweging vergeleken met de resultaten van de REC-analyse. De REC-methode, die gebaseerd is op levenscyclusanalyse, is meer wetenschappelijk onderbouwd,

levert een visuele voorstellingen van de resultaten en is minder subjectief dan de BATNEEC-methode. Een nadeel van de REC-analyse is dat er vrij veel data nodig zijn en het bijgevolg geen snelle analyse is. De financiële en sociale analyses worden in de REC-tool in aparte subtools uitgevoerd. De BATNEEC-methode is een multicriteria-analyse, die voor een groot deel op het subjectieve oordeel van de eBSD steunt, maar deze methode biedt wel het voordeel dat ze snel en eenvoudig uit te voeren is.

De BATNEEC-afweging is een onderdeel van de huidige standaardprocedure voor bodemsanerings-projecten (OVAM, juni 2009). Het is een gewogen multi-criteria-analyse waarin 3 aspecten worden bekeken zijnde technische, financiële en milieuhygiënische aspecten. Bij de BATNEEC-methode staat het beperken van de restverontreiniging en de lokale risico's centraal en gaat er weinig aandacht naar de emissies die vrijkomen ten gevolge van de sanering en het verbruik van grondstoffen. Een LCA begroot wel de totale milieu-impact van een sanering gedurende de volledige levenscyclus, maar neemt dan weer geen financiële of technische aspecten mee en bovendien is het geen snelle analyse. In de volgende fasen dient de algemene bruikbaarheid voor het toepassen van LCA in bodemsaneringsprojecten nader geëvalueerd te worden alsook het tijdsbestek nodig voor de uitvoering van een LCA. Daarnaast dienen de huidige BATNEEC-richtlijnen doorgelicht te worden. In het bijzonder dient nagegaan te worden hoe er wordt omgegaan met beheerstechnieken in beide methoden (LCA en BATNEEC). Ten slotte zal nagegaan worden of de huidige BATNEEC-afweging op basis van de LCA bevindingen (o.a. uit de literatuurstudie) aangepast dient te worden en zo ja op welke wijze.

Bijlage 1: Lijst van tabellen

Tabel 1: Verschillende soorten factoren binnen een LCIA (Ecoinvent report 3, 2007; Detavernier, 2009)	24
Tabel 2: Impactcategorieën - aspecten in milieu (bron: NOBIS)	38
Tabel 3: Resultaten van de BATNEEC-analyse (Bron: Cappuyns et al., 2010)	53

Bijlage 2: Lijst van figuren

Figuur 1: Methodologisch kader van LCA (rapport ISO 14044 (2006)	12
Figuur 2: Procesboom met levenscyclusfasen voor bodemsanering (Diamond et al., 1999)	22
Figuur 3: 'Mid point' en 'end point' effectcategorieën (naar: Joliet et al., 2003)	25
Figuur 4: REC-methodiek (bron: Drunen et al., 2001)	38
Figuur 5: Procesbomen van 6 saneringstechnieken (bron: Diamond et al., 1999)	40
Figuur 6: De resultaten van het wegingsproces in de REC-methode (Alternatief I = ontgraven, Alternatief II = Thermopile) (Bron: Capuyns et al., 2010)	53

Bijlage 3: Bibliografie

Bardos RP, Nathanail CP, Weenk A (2000): Assessing the Wider Environmental Value of Remediating Land Contamination: A Review. R&D Technical Report P238.

Bare J, Norris G, Pennington D, McKone T (2003): TRACI, Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impact. *J Ind Ecol* 6 (3–4) 49–78.

Bayer P, Finkel M (2006): Life cycle assessment of active and passive groundwater remediation technologies. *J Contam Hydrol* 83 (3):171–199.

Blanc A, Metivier-Pignon H, Gourdon R, Rousseaux P (2004): Life cycle assessment as a tool for controlling the development of technical activities: application to the remediation of a site contaminated by sulfur. *Adv Environ Res* 8(3–4):613–627

Beinat E, van Drunen MA, Janssen R, Nijboer MH, Koolenbrander JGM, Okx JP, Schütte AR (1997) REC: a methodology for comparing soil remedial alternatives based on the criteria of risk reduction, environmental merit and costs. CUR/Nobis report 95-10-3. Gouda, Netherlands.

Bender A, Volkwein S, Battermann G, Klöpffer W, Hurtig HW, Kohler W (1998): Life cycle assessment for remedial action techniques: methodology and application. *ConSoil '98*, Sixth international FZK/TNO Conference on contaminated soil. Thomas Telford, London, pp. 367–376

Cappuyns V (2011): Possibilities and limitations of LCA for the evaluation of soil remediation and cleanup. *Sustainable chemistry, Transaction on Ecology and the Environment*, volume 154.

Cadotte M, Deschênes L, Samson R (2007): Selection of a Remediation Scenario for a Diesel-Contaminated Site Using LCA. *Int J LCA* 12 (4) 239-251.

Cappuyns V & Bouckennooghe D (2010): Kritische Evaluatie van een nieuwe bodemsanerings-techniek aan de hand van de REC- en de BATNEEC-methode (HUB RESEARCH PAPER 2010/3).

Detavernier J (2009): Het LCA profiel van windturbines in België. Universiteit Gent - Faculteit economie en bedrijfskunde.

Diamond M, Page C, Campbell M, McKenna S, Lall R (1999): Life-Cycle Framework for Assessment of Site Remediation Options: Method and Generic Survey. *Environ Toxicol Chem* 18 (4) 788–800.

(van) Drunen MA, Beinat E, Nijboer MH en Haselhoff AT (2001): NOBIS 95-1-03 De RMK-methodiek voor het beoordelen van bodemsaneringsvarianten Fase 3: Een methodiek gebaseerd op Risicoreductie, Milieuverdienste en Kosten (RMK).

Ecoinvent report 3. (2007). Implementation of life cycle impact assessment methods (Ecoinvent report 3). Dübendorf: Ecoinvent.

Godin J, Menard JF, Hains S, Deschenes L, Samson R (2004): Combined use of life cycle assessment and groundwater transport modeling to support contaminated site management. *Human Ecol Risk Assess* 10(6): 1099-1116.

Goovaerts, L., Lookman, R., Vanbroekhoven, K., Gemoets, J. & Vrancken, K. (2007). Best beschikbare technieken (BBT) bij het uitvoeren van bodemsaneringsprojecten en bij grondreinigingscentra. BBT. Vito.

Guinée, JB, Bruin, HD, Duin, RV & Huijbregts, MAJ (2001): Levenscyclusanalyse. De ISO-normen uitgewerkt in een praktijkgerichte handleiding. Deel 2a. CML, Leiden.

Guinée JB, Gorée M, Heijungs R, Huppes G, Kleijn R, Koning A. de; Oers L. van; Wegener Sleeswijk A, Suh S, Udo de Haes H.A, Bruijn H. de; Duin R. van; Huijbregts M.A.J. Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background. Kluwer Academic Publishers, ISBN 1-4020-0228-9, Dordrecht, 2002, 692 pp.

Hauschild, M, Potting, J (2005): Spatial differentiation in life cycle impact assessment – the EDIP2003 methodology. Environmental News No. 80. Copenhagen, Denmark: Danish Environmental Protection Agency.

Higgins MR, Olson T (2009): Life-Cycle Case Study Comparison of Permeable Reactive Barrier versus Pump-and-Treat Remediation. Environ. Sci. Technol. 2009 43, 9432–9438.

Huijbregts MJ, Hellweg S, Frischknecht R, Hendriks HW, Hungerbühler K, Hendriks AJ (2010): Cumulative Energy Demand As Predictor for the Environmental Burden of Commodity Production. Environ. Sci. Technol. 2010, 44, 2189–2196.

ISO 14040 (2006): Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework.

ISO 14044 (2006): Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and Guidelines.

Jolliet O, Margni M, Charles R, Humbert S, Payet J, Rebitzer G and Rosenbaum R (2003): Impact 2002 +: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. Int J LCA 8 (6) 324-330.

Lemming G, Hauschild MZ and Bjerg PL (2010 a): Life cycle assessment of soil and groundwater remediation technologies: literature review. International journal of life cycle assessment 15: 115-127.

Lemming G, Hauschild MZ, Chambon J, Binning PJ, Bulle C; Margni M and Bjerg PL (2010 b): Environmental Impacts of Remediation of a Trichloroethene-Contaminated Site: Life cycle Assessment of Remediation Alternatives. Environ. Sci. Technol. 2010, 44, 9163–9169.

Lesage P, Ekvall T, Deschênes L, Samson R (2007 a): Environmental Assessment of Brownfield Rehabilitation Using Two Different Life Cycle Inventory Models. Part 1: Methodological Approach. Int J LCA 12 (6) 391–398.

Lesage P, Ekvall T, Deschenes L, Samson R (2007 b): Environmental Assessment of Brownfield Rehabilitation Using Two Different Life Cycle Inventory Models. Part 2: Case Study. Int J LCA 12 (7) 497–513.

Morais SA, Delerue-Matos C (2010): A perspective on LCA application in site remediation services: Critical review of challenges. Journal of hazardous Materials 175 (2010) 12-22.

Onwubuya K, Cundy A, Puschenreiter M, Kumpiene J, Bone B, Greaves J, Teasdale P, Mench M, Tlustos P, Mikhalovsky S, Waite S, Friesl-Hanl W, Marschner B, Müller I (2009): Developing decision support tools for the selection of "gentle" remediation approaches. The Science of the total environment 2009; 407(24):6132-42.

OVAM (2009). Standaardprocedure Bodemsaneringsproject.

OVAM (2010). Code van goede praktijk voor het afleiden van risicogebaseerde waarden.

Page C, Diamond M, Campbell M, McKenna S (1999): Life-Cycle Framework for Assessment of Site Remediation Options: Case Study. *Environ Toxicol Chem* 18 (4) 801–810.

Reddy KR and Adams JA (2010): Towards Green and Sustainable Remediation of Contaminated Site. 6th International Congress on Environmental Geotechnics, 2010, New Delhi, India.

Ribbenhed M, Wolf-Watz C, Almemark M, Palm A, Sternbeck J (2002): Livscykelanalys av marksaneringstekniker får fårörenad jord och sediment [Life cycle assessment of remediation technologies for contaminated soil and sediment]. IVL Rapport/ report B1476. IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd, Stockholm, Sweden.

Rosenbaum RK, Bachmann TM, Gold LS, Huijbregts MAJ, Jolliet O, Juraske R, Koehler A, Larsen HF, MacLeod M, Margni M, McKone TE, Payet J, Schuhmacher M, van de Meent D, Hauschild MZ (2008): USEtox-the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *Int J Life Cycle Assess* 13(7): 532–546.

ScanRail Consult, HOH Water Technology, NIRAS and Revisorsamvirket/PKF. (2000a): Environmental/economic evaluation and optimising of contaminated sites remediation - Evaluation of demonstration projects. Copenhagen, DSB, Banestyrelsen and Miljøstyrelsen, Denmark.

ScanRail Consult, HOH Water Technology, NIRAS and Revisorsamvirket/PKF. (2000b): Environmental/economic evaluation and optimising of contaminated sites remediation - method to involve environmental assessment. Copenhagen, DSB, Banestyrelsen and Miljøstyrelsen, Denmark.

Sanscartier D, Margni M, Reimer K and Zeeb B (2010): Comparison of the Secondary Environmental Impacts of Three Remediation Alternatives for a Diesel-contaminated Site in Northern Canada, Soil and Sediment Contamination: An International Journal, 19: 3, 338 — 355.

Sleeswijk A, Bijleveld MM, Sevenester MN (2010). Over weging - Een inventarisatie van weegmethoden voor LCA. Delft, CE Delft.

Suèr P, Nilsson-Paledal S and Norrman J (2004). LCA for Site Remediation: A Literature Review. Soil and Sediment Contamination: An International Journal, 13(4): 415-425.

Sustainable Remediation Forum UK (SuRF-UK, 2010): A Framework for Assessing the Sustainability of Soil and Groundwater Remediation. London: CL:AIRE

Toffoletto L, Deschenes L, Samson R (2005): LCA of ex-situ bioremediation of diesel-contaminated soil. *Int J Life Cycle Assess* 10(6):406–416.

Touchant K, Lookman R and Bronders J (2010). CO2-calculator voor bodemsaneringsprojecten Fase 1 : Voorstel aanpak Vlaanderen (RMA/VITO/R/276).

USEPA (2010): Environmental footprint analysis of three potential remedies Former Romic Environmental technologies corporation facility East Palo Alto, California. US Environmental Protection Agency.

http://www.cluin.org/greenremediation/romic/docs/romic_report_rev_051110.pdf

Vignes, R (1999): Limited life cycle analysis: a tool for the environmental decision-making toolbox.

Strategic Environ Manage 1, 297–332.

Volkwein S, Hurtig H-W, Klöpffer W (1999): Life Cycle Assessment of Contaminated Sites Remediation. Int J LCA 4 (5) 263–274.

Wenzel, H., M. Hauschild & L. Alting (1997): Environmental assessment of products. Volume 1: Methodology, tools and case studies in product development. Chapman & Hall, London, United Kingdom.

Bijlage 4: Lijst van afkortingen

BATNEEC	Best Available Technology Not Entailing Excessive Cost
BSP	Bodemsaneringsproject
CO ₂ -eq	CO ₂ equivalenten
CSM	Conceptueel Site Model
eBSD	Erkende bodemsaneringsdeskundige
ERD	Enhanced reductive dechlorination
EXC	Excavation
GAC	Granulaire actieve kool
GRC	Grondreinigingscentrum
GSR	Green Sustainable Remediation
GWP	Global Warming Potential = potentieel vermogen tot opwarming van de aarde
ISCO	In Situ Chemische Oxidatie
ISO	International Organization for Standardization
ISTD	In Situ Thermische Desorptie
LCA	LevensCyclusAnalyse
LCI	LevensCyclusInventarisatie
LCIA	Effectbeoordeling
LCF	Life Cycle Framework
MCA	Multi Criteria Analyse
MTCO ₂ e	Metrieke Ton (ton) koolstofdioxide-equivalent
P&T	Pump en Treat
PRB	Permeabele Reactieve Barrière
REC	Risk reduction, Environmental Merit and Cost
RWZI	RioolWaterZuiveringsInstallatie

**Bijlage 5: Bijlage A – Samenvattende tabel
LCA studies beschreven in Suèr
et al. (2004) en Lemming et al.
(2010 a,b) en aangevuld met
recente studies**