MILIEU DOSSIER

Het Milieu Dossier accepteert artikelen die de voortgang in beleid, onderzoek en maatschappelijke respons documenteren. Bijdragen worden beoordeeld door een redactieteam.

Effecten landgebruik op ecosysteemdiensten

De winning en het gebruik van fossiele grondstoffen zorgt voor vervuiling en uitstoot van broeikasgassen. Als minder milieubelastend alternatief voor deze fossiele grondstoffen wordt vaak de *biobased economy* voorgesteld. Zogenaamde *biobased* producten zijn vaak niet toxisch en veroorzaken een lagere broeikasgasuitstoot dan *fossil-based* producten. Voor de productie van biobased producten is echter veel land nodig in de vorm van bos- of landbouw, hetgeen ten koste gaat van andere ecosysteemdiensten. In dit onderzoek is de relatie tussen landgebruik en ecosysteemdiensten onderzocht en zijn de resultaten verwerkt tot een methode die te gebruiken is in Life Cycle Assessment (levenscyclusanalyse, LCA).

Linda Knoester

L. Knoester MSc. (lindaknoester@gmail.com) deed dit onderzoek voor de Master Sustainable Development *aan de Universiteit Utrecht (richting* Global Change and Ecosystems*). De opdracht voor het onderzoek kwam van TNO; Elisabeth Keijzer was de stagebegeleider. Met haar scriptie won Linda de VVM Rachel Carson scriptieprijs 2015*

De term landgebruik omvat alle menselijke activiteiten die ingrijpen in het landschap. Deze activiteiten hebben invloed op de structuur en kwaliteit van bodem, water en vegetatie. Het doel van alle vormen van landgebruik is het vergaren van natuurlijke grondstoffen om te voorzien in menselijke behoeften: in andere woorden het verkrijgen van voedsel, grondstoffen, water en onderdak[1]. Momenteel wordt ongeveer 40% van al het ijsvrije land op aarde gebruikt voor landbouw, weiland en stedelijke bebouwing[1,2]. Bovendien is meer dan 75% van al het ijsvrije land beïnvloed door menselijk landgebruik[3]. Landgebruik vindt lokaal plaats, maar heeft vaak ook regionale of mondiale invloed door veranderingen in soortensamenstelling en de water-, nutrienten- en koolstofcycli[1,4].

De effecten op ecosystemen hangen af van het landgebruiktype, de intensiteit van landgebruik en de lokale omstandigheden[4]. Een ingrijpende landgebruikactiviteit zoals intensieve landbouw kan bijvoorbeeld een grote invloed hebben op de langdurige vruchtbaarheid van de bodem en zorgen voor het vrijkomen van koolstof van de bodem naar de atmosfeer[5,6]. Dat laatste draagt bij aan de opwarming van de aarde.

Naast het gebruik van land, zorgt de verandering in gebruikstype voor milieueffecten. De transformatie van land, vooral van natuur naar menselijk landgebruik, leidt direct tot verlies en fragmentatie van habitat en biodiversiteit. Zowel transformatie als gebruik (occupatie) van land leidt tot een verandering in eigenschappen van ecosystemen.

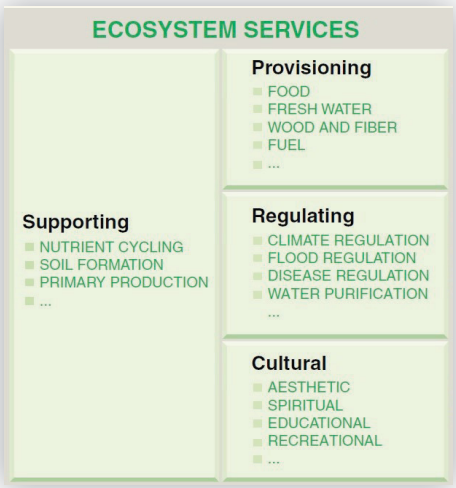
Onderzoeksdoel

Het is moeilijk om de effecten van landgebruik te evalueren; er is vaak sprake van meerdere interacterende milieu-effecten, waardoor die moeilijk te meten zijn. Bij het ontwikkelen van een methode om landgebruik te evalueren moet daarom overwogen worden welke milieu-effecten je meeneemt in de analyse, welke indicatoren je hiervoor gebruikt en hoe je de effecten waardeert. Bij gebruik van een geschikte methode kun je bijvoorbeeld afwegen of het beter is een kleiner oppervlak land intensief te gebruiken of een groter oppervlak extensief. Een methode die de verschillende effecten van landgebruik op ecosystemen evalueert, bestond nog niet. In het onderzoek is dit aangepakt door te kijken naar de verandering in ecosysteemfuncties voor de mens, zogenaamde ecosysteemdiensten.

Ecosysteemdiensten en ecologische integriteit

Ecosystemen bieden bepaalde goederen en processen die bijdragen aan menselijk overleven en welzijn. Deze goederen en processen worden samen ecosysteemdiensten genoemd[7]. Figuur 1 laat een overzicht zien van een veelgebruikte manier om ecosysteemdiensten te classificeren in leverende, regulerende, culturele en ondersteunende ecosysteemdiensten[8].

Figuur 1. Ecosysteemdiensten geclassificeerd door de Millennium Ecosystem Assessment[8].





In dit overzicht hebben de ondersteunende ecosysteemdiensten een aparte positie ten opzichte van de andere categorieën. Ondersteunende ecosysteemdiensten dragen op zichzelf niet direct bij aan menselijk overleven of welzijn. Bepaalde resultaten van deze processen, zoals schoon water en de groei van gewassen, worden wel direct door mensen gewaardeerd.

De ondersteunende ecosysteemdiensten zijn essentieel voor het functioneren van een ecosysteem en vormen de 'ecologische integriteit' van een ecosysteem. Als deze processen niet goed functioneren, heeft dat gevolgen voor de directe ecosysteemdiensten. In figuur 2 is te zien hoe ecosysteemeigenschappen, ecologische integriteit en ecosysteemdiensten hiërarchisch kunnen worden ingedeeld[7,9].

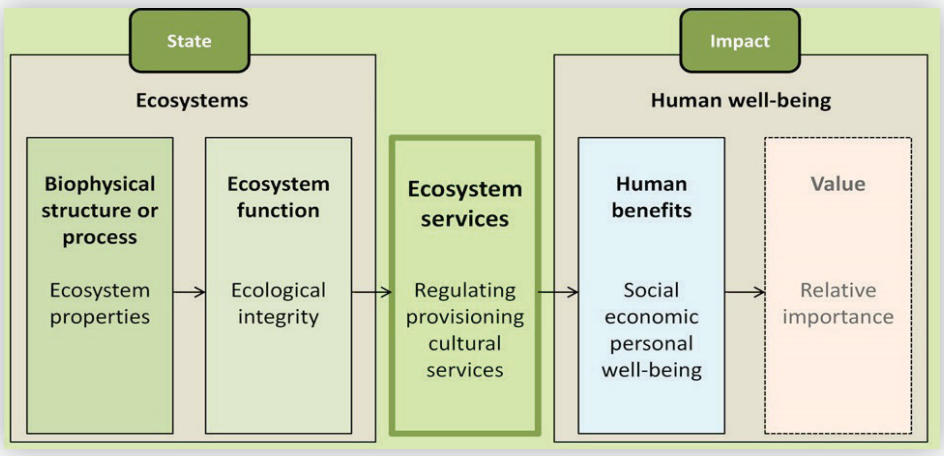
Het type landgebruik bepaalt de ecosysteemeigenschappen en daarmee de diensten die geleverd kunnen worden. Een verandering van landgebruiktype kan leiden tot een verlies van het vermogen van land om natuurlijke goederen en diensten te leveren. Het veranderen van een natuurlijk systeem naar een menselijk systeem zoals een stad leidt tot een nettoverlies van ecosysteemdiensten.

Een verandering van landgebruik hoeft niet altijd tot een verlies te leiden van ecosysteemdiensten. Het kan ook leiden tot een verandering van de soort diensten. Vaak is er sprake van een *trade-off*, aangezien verschillende landtypen een verschillende set aan diensten kunnen leveren. Een natuurlijk bos biedt bijvoorbeeld veel regulerende diensten zoals klimaat- en waterregulatie, terwijl landbouw vooral verstrekkende waarde heeft in de vorm van voedsel en vezels. Een toename in verstrekkende diensten kan daardoor leiden tot een afname in regulerende diensten - en vice versa. Daarom is het belangrijk om niet alleen naar één functie te kijken, maar naar het geheel van ecosysteemfuncties.

Landgebruik in Life Cycle Assessment

Om de effecten van landgebruik op ecosysteemdiensten te analyseren, kan een Life Cycle Assessment toegepast worden. LCA is een veelgebruikte gestandaardiseerde methode om alle milieu-effecten van producten of processen te inventariseren. Er bestaan meerdere Life Cycle Impact Assessment (LCIA)-methoden om verschillende categorieën effecten, zoals klimaatverandering of toxiciteit, te evalueren. In LCA-databases wordt landgebruik gesplitst in landoccupatie en landtransfor-

Figuur 2. De 'ecosysteemdienstencascade' (aangepast van Kandziora et al. 2013[9])



Tabel 1. Voorbeeld van vier detailniveaus van landbouw uit Ecoinvent

Landbouwgebied	**Akkerland**	Niet-geïrrigeerd	*Intensief*
			Extensief
			Biologisch
		Geïrrigeerd	*Intensief*
			Extensief
			Biologisch
	Permanente gewassen	Niet-geïrrigeerd	*Intensief*
			Extensief
			Biologisch
		Geïrrigeerd	*Intensief*
			Extensief
			Biologisch
	Weiland	Natuurlijk, gebruikt voor begrazing	
		Kunstmatig	*Intensief*
			Extensief
			Biologisch
	Heterogeen landbouwgebied (bijv. akkerland gecombineerd met permanente gewassen of bosbouw)		

matie. In deze databases staat per proces (gerelateerd aan de productie, het gebruik, transport of afvalfase van een product) informatie over het landgebruiktype, oppervlak en duur van gebruik. In het geval van transformatie is er informatie aanwezig over het landgebruiktype voor en na de transformatie en het oppervlak van het getransformeerde land (in databases opgesplitst in 'transformatie van landtype X' en 'transformatie naar landtype Y'). Een veelgebruikte en transparante LCA-database is Ecoinvent. De landtypen in Ecoinvent zijn ingedeeld op basis van de Europese CORINE-classificatie en kennen vier detailniveaus. De hoofdgroepen op het eerste niveau zijn *Bebouwd gebied*, *Landbouwgebied*, *Bos en semi-natuurlijk gebied*, *Waterrijk gebied (moeras/drasland)* en *Waterlichamen*. Het tweede detailniveau geeft meer specifieke informatie over het gebruik van het land weer, het derde niveau over het type management en het vierde niveau over de intensiteit van het gebruik (zie tabel 1).
Met de informatie uit de database kun je de occupatie- en transformatieschade uitrekenen door het te vermenigvuldigen met een specifieke schadefactor. De schadefactor geeft weer hoe groot de invloed van het proces op de natuurlijke situatie is. In de huidige LCA-landgebruikmethoden worden deze schadefactoren bepaald op basis van de relatie tussen landgebruik en biodiversiteit óf organisch materiaal in de bodem. Dat zijn slechts twee aspecten van de vele functies die de natuur voor de mens heeft, zoals getoond in figuur 1. Andere aspecten van ecosysteemfunctionaliteit worden in de huidige methodes nog niet meegenomen. Daarom ontwikkelden wij een methode om effecten van verschillende landgebruiktypen op alle ecosysteemdiensten te evalueren.

EID-methode

In dit onderzoek zijn data over ecosysteemdiensten gecombineerd met traditionele LCA-methodes, om zo tot een uitgebreidere beoordeling van landgebruikeffecten te kunnen komen. De ontwikkelde LCA-landgebruikmethode focust op de ondersteunende ecosysteemdiensten, ofwel de natuurlijke eigenschappen en processen die samen de ecologische integriteit van een systeem weergeven. Zoals eerder uitgelegd, bepalen die de potentie voor alle directe ecosysteemdiensten (zie figuur 2). De methode die in dit onderzoek is ontwikkeld, heet *Ecological Integrity Damage* (EID). De EID-methode berekent de schadefactor op basis van acht ecologische integriteit (EI-) indicatoren (zie tabel 2).
Ecologische integriteit is een term die vaak wordt gebruikt als een synoniem voor 'natuurlijkheid' of ecosysteemgezondheid, maar het omvat ook de ecosysteemaspecten die zorgen voor het behoud van ecosysteemstabiliteit en –functionaliteit[10]. Ecologische integriteit heeft structurele en functionele aspecten die de stroming, opslag en regulatie binnen een ecosysteem bepalen[11]. Door Müller (2005) zijn de volgende vijf ecosysteemaspecten in een indicatorenset opgenomen: biotische structuren, abiotische structuren, energiebalans, waterbalans en materiebalans[12]. Tezamen staan ze voor de mate van zelforganisatie van een ecosysteem en kunnen ze gebruikt worden om de algemene potentie voor ecosysteemdiensten weer te geven[12]. Menselijk handelen, zoals landgebruik, kan de ecosysteemfunctionaliteit belemmeren en daardoor de potentie voor ecosysteemdiensten verminderen.

Er is gekozen voor EI-indicatoren in plaats van indicatoren voor ecosysteemdiensten, omdat ze beter te bepalen zijn. Er zijn minder indicatoren en dus data nodig en er is meer informatie beschikbaar over deze onderliggende, fysieke processen dan over de uiteindelijke ecosysteemdiensten. Ecosysteemdiensten zijn bovendien afhankelijk van waardeoordelen (met name de culturele diensten), terwijl de onderliggende EI-indicatoren natuurlijke factoren zijn en daarom in principe makkelijker te meten zijn. Nadeel is dat voor EI-indicatoren nog erg weinig data beschikbaar om ze te kwantificeren, vooral op de Europese schaal die nodig was voor de nieuwe landgebruikmethode. Daarom wordt er vaak gebruik gemaakt van *expert judgement*[11]. Stoll et al. (2015) hebben de EI-indicatoren een waarde

Tabel 2. Ecologische integriteit indicatoren en potentiële meetbare variabelen[9,12,13]

Ecosysteemaspect	Ecologische integriteit indicatoren	Potentiële meetbare variabelen
Energiebalans	Exergie-opname	Bruto of netto primaire productie (GPP, NPP)
	Entropieproductie	Koolstof/jaar van verbranding, verdamping en transpiratie
	Metabolische efficiëntie	Biomassa/respiratie, NPP/koolstofemissie vanuit de bodem (een efficiënt ecosysteem heeft weinig energie nodig om dezelfde hoeveelheid biomassa te behouden)
Materiebalans	Opslagcapaciteit	Stikstof/organisch koolstof in de bodem, stikstof/koolstof in biomass
	Nutriëntenverliesreductie	Verlies van nutriënten
Waterbalans	Biotische waterstroming	Transpiratie/totale waterverlies door verdamping en transpiratie
Abiotische structuren	Biotoopheterogeniteit	Abiotische habitat componenten, heterogeniteit indices
Biotische structuren	Biodiversiteit	Aantal en identiteit van (geselecteerde) soorten

tussen 0 en 5 toegekend op basis van schattingen van deskundigen, waarbij een hogere waarde een hogere integriteit en dus grotere potentie voor ecosysteemdiensten betekent[13]. Ecologische deskundigen vanuit verschillende locaties in Europa zijn geraadpleegd om op die manier tot gemiddelde waarden voor Europese landtypen te komen[13].

De EI-waarden voor 44 landtypen zijn gelinkt aan de landtypen in Ecoinvent. Voor een aantal land- en managementtypen die niet door Stoll et al. (2015) zijn gewaardeerd, heb wij samen met deskundigen zelf de waarden voor de acht indicatoren bepaald aan de hand van wetenschappelijke literatuur. Vervolgens hebben wij alle EI-waarden omgevormd tot schadewaarden (*ecological integrity damage* – EID), zodat ze te gebruiken zijn in LCA. De uiteindelijke schade van een bepaald landgebruik kan worden berekend door de schadewaarden te vermenigvuldigen met het aantal vierkante meters*jaar dat een stuk land wordt gebruikt (te verkrijgen uit een LCA-database). Tabel 3 toont een aantal voorbeelden van schadewaarden.

Testcase

Om te testen of de ontwikkelde EID-methode een waardevolle toepassing biedt, is een testcase uitgevoerd. De EID-methode is toegepast in een LCA van natuurlijke vezels, om te bestuderen wat de ecologische effecten van de productie zijn. Het gaat daarbij om katoen, vlas en viscose. Viscose wordt gemaakt van houtpulp uit intensieve bosbouw. Voor katoen en vlas hebben wij gekeken naar de effecten van verschillende soorten landbouw: geïrrigeerd versus niet-geïrrigeerd en biologisch versus reguliere landbouw (zie tabel 4). Biologisch katoen wordt doorgaans niet geïrrigeerd en is om die reden niet onderzocht. Hetzelfde geldt voor vlas.

Het doel van de testcase was het demonstreren en evalueren van de EID-methode. Daarom is geen volledige LCA uitgevoerd, maar is alleen gekeken naar de productie van de vezels, aangezien daarvoor het meeste landgebruik plaatsvindt. De resultaten geven alleen de schade door landgebruik weer. Voor een complete evaluatie van de milieu-effecten van vezels moeten ook andere milieu-effecten worden meegenomen, zoals toxiciteit en klimaatverandering.

De standaarddata vanuit de Ecoinvent database zijn gebruikt, plus aanvullende data voor vlas (tabel 4). De functionele eenheid was '1.000 kg droge vezels', zoals gebruikelijk is in LCA's over vezels. Er is aangenomen dat er geen transformatie vooraf ging aan het gebruik van het land voor de productie van vezels; er is aangenomen dat het land al langere tijd werd gebruikt voor een soortgelijk doel en dus niet van een ander soort landtype (zoals natuur) voor de productie van vezels is omgevormd.

Figuur 3 laat de ecologische integriteitsschade (EID) zien voor 1.000 kg vezels van verschillende herkomst. De transforma-

Tabel 3. Voorbeelden van schadewaarden (EID) voor landoccupatie en -transformatie door verschillende land(management)typen

Landgebruik	Schadewaarde	Eenheid
Occupatie, akkerland, geïrrigeerd	1,9	EID/m²jaar
Occupatie, akkerland, niet-geïrrigeerd	1,7	EID/m²jaar
Occupatie, akkerland, niet-geïrrigeerd, biologisch	1,4	EID/m²jaar
Occupatie, bosbouw, intensief	1,0	EID/m²jaar
Occupatie, bosbouw, extensief	0,7	EID/m²jaar
Transformatie, van primair bos	0,0	EID/m²
Transformatie, van akkerland, geïrrigeerd	-46,9	EID/m²
Transformatie, naar akkerland, geïrrigeerd	46,9	EID/m²

Tabel 4. Overzicht van onderzochte vezels en landtypen in de testcase

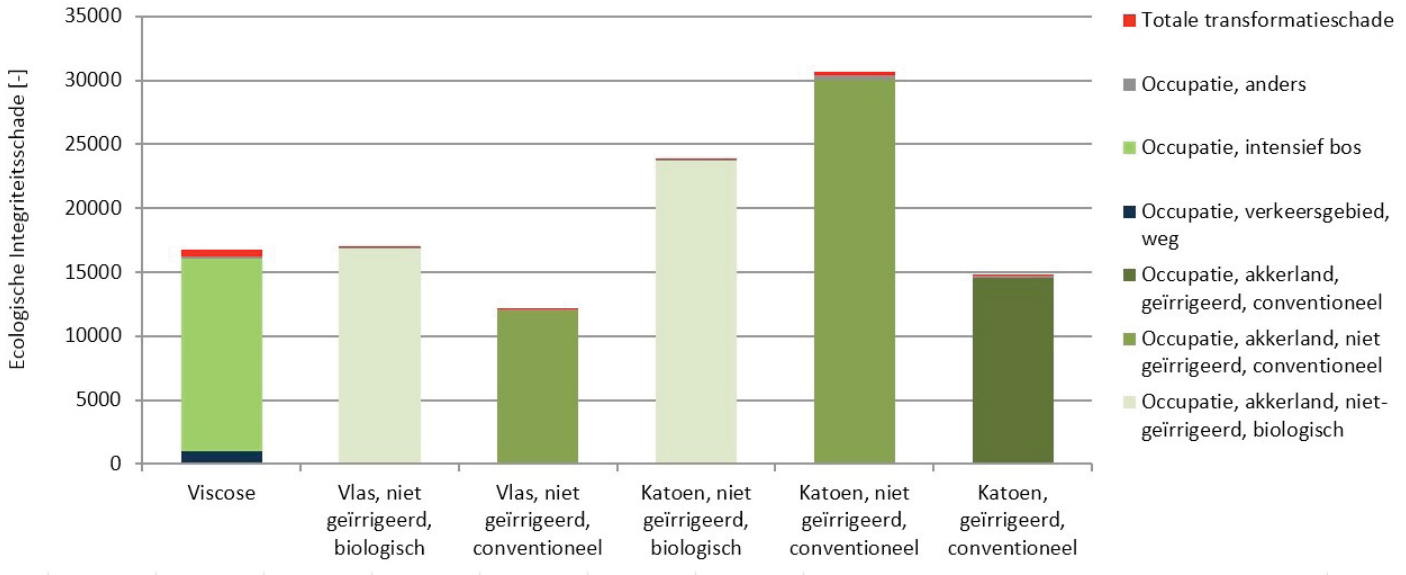
Vezel en productietype	(Aanpassingen aan) databron	Belangrijkste landgebruik type (Ecoinvent)
Katoen, geïrrigeerd, conventioneel	Ecoinvent v2.0	Akkerland, geïrrigeerd, conventioneel
Katoen, niet-geïrrigeerd, conventioneel	-45% van oogst van geïrrigeerd katoen[14] -geen irrigatie	Akkerland, niet-geïrrigeerd, conventioneel
Katoen, niet-geïrrigeerd, biologisch	-45% van oogst van geïrrigeerd katoen[15] -geen irrigatie -geen pesticiden -geen kunstmest	Akkerland, niet-geïrrigeerd, biologisch
Vlas, niet-geïrrigeerd, conventioneel	Gebaseerd op Le Duigou et al. (2011)[16] en Labouze et al. (2007)[17]	Akkerland, niet-geïrrigeerd, conventioneel
Vlas, niet-geïrrigeerd, biologisch	-56% van oogst van conventioneel vlas[18] -geen pesticiden -geen kunstmest	Akkerland, niet-geïrrigeerd, biologisch
Viscose	Ecoinvent v2.0	Bosbouw, intensief

tieschade is laag vergeleken met de totale occupatieschade, omdat ervanuit is gegaan dat het land nog voor de productie van vlas en katoen al lange tijd voor landbouw werd gebruikt. Niet-geïrrigeerd regulier katoen geeft de grootste schade per 1.000 kg vezels, terwijl niet-geïrrigeerde reguliere vlas de laagste schade geeft.

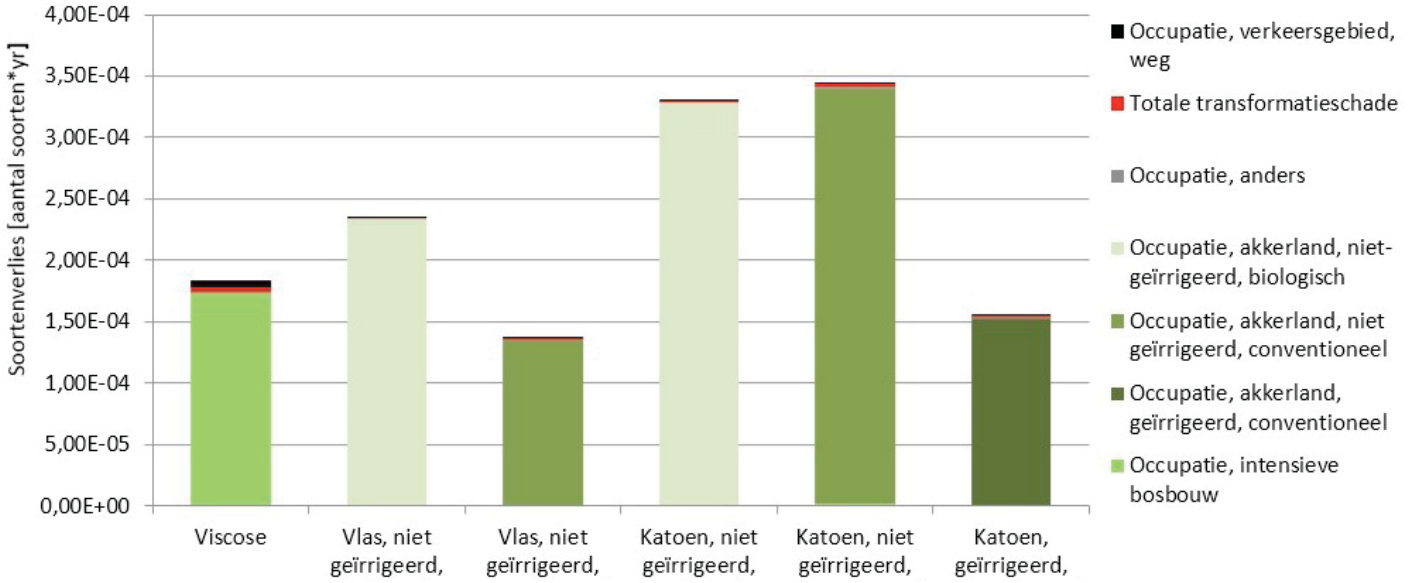
De verschillen in schade hadden vooral te maken met de oogst per vierkante meter. Een grotere oogst zorgt ervoor dat minder vierkante meter land nodig is, waardoor de totale landgebruikschade lager is. De landgebruikschade wordt immers berekend door het landgebruik in aantal vierkante meters jaar te vermenigvuldigen met de schadefactor (in ecologische integriteitsschade per vierkante meter (zie tabel 3). De aangenomen verschillen in oogst zijn gebaseerd op wetenschappelijke literatuur en zijn te zien in tabel 4. Vlas heeft een hogere oogst per vierkante meter dan katoen en daarom een lagere landgebruikschade. Geïrrigeerd katoen heeft een hogere oogst en lagere schade dan niet-geïrrigeerd katoen. Ten slotte heeft conventionele landbouw een hogere oogst en lagere schade dan biologische landbouw.

Naast de oogst per vierkante meter, wordt de uiteindelijke landgebruikschade bepaald door de relatieve EI-waarde van het toegepaste landtype (de schadefactor is immers gebaseerd op de EI-waarde). Voor viscose is bijvoorbeeld meer landoppervlak nodig dan voor alle andere vezels, maar de uiteindelijke schade is lager dan drie van de andere vezeltypen (biologisch vlas, niet-geïrrigeerd regulier katoen en biologisch katoen). Dat komt doordat de ecologische integriteit van intensieve bosbouw hoger is gewaardeerd dan landbouw, ofwel de algehele potentie voor ecosysteemdiensten is hoger voor bosbouw dan voor landbouw. Een klein deel van de schade van viscosevezels is te wijten aan de wegen die nodig zijn voor de boskap (zie figuur 3).

Figuur 3. Landgebruikschade aan ecologische integriteit per 1000 kg vezels



Figuur 4. Biodiversiteitsverlies per 1.000 kg vezels, berekend met ReCiPe



De invloed van de EI-waarde is ook te zien in het schadeverschil tussen niet-geïrrigeerd regulier en niet-geïrrigeerd biologisch katoen. In deze testcase hebben die namelijk geen verschillende oogst per vierkante meter, maar wel een andere EI-waarde (zie tabel 4). Hierdoor is de resulterende schade voor biologisch katoen lager dan regulier katoen.

De uitkomsten van de testcase hebben wij op een kwalitatieve manier vergeleken met een conventionele LCA-landgebruikmethode (ReCiPe) gebaseerd op alleen biodiversiteitsverlies. Figuur 4 laat de resultaten zien wanneer ReCiPe wordt gebruikt (merk op dat de eenheid verschilt met de EID-methode). Er is te zien dat de volgorde van de vezels van grootste tot kleinste landgebruikschade dezelfde is als volgens de EID-methode. Het valt echter op dat er minder verschil is tussen biologisch en regulier niet-geïrrigeerd katoen; biologisch katoen scoort volgens ReCiPe relatief slechter. Dit komt doordat ReCiPe alleen het verschil in biodiversiteit meeweegt, terwijl in de EID-methode biologisch katoen ook beter scoort op de andere indicatoren. Dat zorgt ervoor dat bij gebruik van de EID-methode biologisch katoen nog beter scoort dan regulier katoen.

Verder scoort niet-geïrrigeerd katoen volgens ReCiPe relatief slechter dan volgens de EID-methode, als je het vergelijkt met geïrrigeerd katoen. Dat komt omdat in de EID-methode meerdere ecosysteemaspecten worden meegewogen en niet-geïrrigeerd regulier katoen op drie andere indicatoren (organisch materiaal in de bodem, biotische waterstromen en metabolische efficiëntie) beter scoort dan geïrrigeerd regulier katoen. In ReCiPe kunnen deze verschillen niet worden meegenomen.

Conclusie en relevantie

De testcase laat zien wat de sterke punten zijn van de EID-methode. Het voordeel van de EID-methode ten opzichte van bestaande LCA-methoden is dat je een completer beeld krijgt van de verschillende milieu-effecten van landgebruik, in plaats van alleen biodiversiteit of organisch materiaal in de bodem. Doordat er in de EID-methode meerdere indicatoren worden gebruikt, kan een beter onderscheid worden gemaakt tussen de landgebruikeffecten van verschillende



land- en managementtypen (zoals niet-geïrrigeerd versus geïrrigeerd en biologisch versus reguliere landbouw). Hierdoor kan de hoeveelheid landgebruik tegen de relatieve kwaliteit van dit land worden afgewogen. Een groter gebruik van oppervlak betekent niet automatisch een evenredige toename in landgebruikschade als dit land een hogere ecologische integriteitswaarde heeft.

De EID-methode maakt het mogelijk om landgebruikeffecten op ecosysteemfunctioneren te evalueren. Hiermee wordt de verandering in de potentie van land om ecosysteemdiensten te leveren aangegeven. Het linken van landgebruik met ecosysteemdiensten door gebruik te maken van ecologische integriteitindicatoren is nieuw binnen LCA.

Momenteel wordt landgebruik vaak niet of incompleet meegenomen in LCA. Hierdoor kunnen de totale milieu-effecten van *biobased* producten niet goed worden vergeleken met *fossil based*alternatieven. Door de EID-landgebruikmethode toe te passen naast al bestaande andere impactcategorieën, zoals klimaatverandering en toxiciteit, kan een completere LCA worden uitgevoerd van *biobased* producten en andere producten waarvoor landgebruik nodig is. In dat geval moet er normalisatie en weging worden toegepast, bijvoorbeeld door gebruik te maken van schaduwprijzen.

De EID-methode ondersteunt het maken van weloverwogen keuzes binnen de *biobased economy*: het is mogelijk om verschillende *biobased* alternatieven en verschillende managementtypen met elkaar te vergelijken. Ook is het mogelijk om biobased producten op een complete manier te vergelijken met *fossil based* producten, als alle milieu-effecten worden meegenomen. Vervolgens kan er gekozen worden voor de producten met de laagste totale milieu-effecten.

Referenties

1. *1. Foley, J.A., R. DeFries, G.P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S.R. Carpenter, F.S. Chapin, et al. 2005. Global consequences of land use. Science 309 (5734): 570-4.*
2. *Ellis, E.C., K.K. Goldewijk, S. Siebert, D. Lightman, and N. Ramankutty. 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. Global Ecology and Biogeography 19 (5): 589-606.*
3. *Ellis, E.C., and N. Ramankutty. 2008. Putting people in the map: Anthropogenic biomes of the world. Frontiers in Ecology and the Environment 6 (8): 439-47.*
4. *Asner, G.P, R.S DeFries and R. Houghton, 2004. Typical responses of ecosystems to land use change. In: DeFries, R, G. Asner, and R. Houghton (eds). Ecosystems and land use change. American Geophysical Union, Washinton, DC.*
5. *Asner, G. P., Elmore, A. J., Olander, L. P., Martin, R. E., and Harris, T. 2004a. Grazing systems, ecosystem responses, and global change. Annual Review of Environment and Resources 29: 261-299.*
6. *Houghton, R.A. 2003. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850-2000. Tellus, Series B: Chemical and Physical Meteorology 55 (2): 378-90.*
7. *Groot, R.S. de, R. Alkemade, L. Braat, L. Hein, and L. Willemen. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. Ecological Complexity 7 (3) (9): 260-72.*
8. *Millennium Ecosystem Assessment (MA). 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC*
9. *Kandziora, M., B. Burkhard, and F. Müller. 2013. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. Ecological Indicators 28 (0) (5): 54-78.*
10. *Martin-López, B., E. Gómez-Baggethun, J.A. González, P.L. Lomas, and C. Montes. 2009. The assessment of ecosystem services provided by biodiversity: re-thinking concepts and research needs. In: Aronoff, J.B. (ed.). Handbook of Nature Conservation. Nova Science Publishers, New York.*
11. *Burkhard, B., F. Kroll, F. Müller, and W. Windhorst. 2009. Landscapes' capacities to provide ecosystem services - A concept for land-cover based assessments. Landscape Online 15 (1): 1 22.*
12. *Müller, F. 2005. Indicating ecosystem and landscape organisation. Ecological Indicators 5 (4) (11): 280-94.*
13. *Stoll, S., M. Frenzel, B. Burkhard, M. Adamescu, A. Augustaitis, C. Baeßler, F.J. Bonet, et al. 2015. Assessment of ecosystem integrity and service gradients across europe using the LTER europe network. Ecological Modelling 295 (0) (1/10): 75-87.*
14. *Soth, J., C. Grasser, and R. Salerno. 1999. The impact of cotton on freshwater resources and ecosystems: A preliminary synthesis. World Wildlife Fund, Zürich.*
15. *Forster, D., C. Andres, R. Verma, C. Zundel, M. Messmer, and P. Mäder. 2013. Yield and economic performance of organic and conventional cotton-based farming systems - results from a field trial in india. Plos One 8 (12).*
16. *Le Duigou, A., P. Davies, and C. Baley. 2011. Environmental impact analysis of the production of flax fibres to be used as composite material reinforcement. Journal of Biobased Materials and Bioenergy 5 (1): 153-65.*
17. *Labouze, E., Y. l. Guern, and C. Petiot. 2007. Analyse de cycle de vie comparée d'une chemise en lin et d'une chemise en cotton. Bio Intelligence Service S.A.S., Ivry-sur-Seine.*
18. *McGilp, L., C. Secundiak, J. Schnell and A. Campbell. 2007. Flax top manager grower survey 2006-07. Executive summary. Insightrix Research Services, Saskatoon, Saskatchewan.*