



**Vlaanderen**  
is ruimte



## Bio-productie en veerkracht

DEPARTEMENT  
RUIJTE VLAANDEREN

[ruimtevlaanderen.be](http://ruimtevlaanderen.be)

# STEUNPUNT RUIMTE

## OVER STEUNPUNT RUIMTE

Het Steunpunt Ruimte is één van de eenentwintig door de Vlaamse regering erkende Steunpunten voor Beleidsrelevant Onderzoek. Steunpunt Ruimte wou een beter inzicht verwerven in de transformaties in de ruimte die in Vlaanderen plaatsvinden en nagaan waarom en hoe die transformatie kunnen gebeuren.

Het Steunpunt Ruimte is een consortium bestaande uit de KULeuven, UGent en UAntwerpen. Het beleidsrelevante onderzoek focust zich op enkele waardevolle en actuele thema's met betrekking tot Ruimtelijke Planning.

Het Steunpunt Ruimte werd gefinancierd door de Vlaamse overheid, binnen het programma 'Steunpunten voor Beleidsrelevant Onderzoek 2012-2015'. De onderzoeksactiviteiten werden nauw opgevolgd door de afdeling Onderzoek en Monitoring van het departement Ruimte Vlaanderen.

## Opdrachtgever:

Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap Departement Ruimte Vlaanderen

## Opdrachthouder:

Steunpunt Ruimte 2012-2016

## Partners voor deze publicatie:

Departement Aard- en Omgevingswetenschappen



2014

## Foto cover vooraan – bron:

valio84sl@123RF

## Disclaimer:

Deze publicatie bevat de mening van de auteur(s) en niet noodzakelijk die van de Vlaamse overheid.

## Verantwoordelijke uitgever:

Peter Cabus  
Secretaris-generaal  
Departement Ruimte Vlaanderen  
Koning Albert II-laan 19 bus 12  
1210 Brussel

# Bioproductieve ruimte

Frederik Lerouge, Liesbet Vranken, Hubert Gulinck  
en Valerie Dewaelheyns

# INHOUD

<b>Samenvatting</b> .....	<b>6</b>
<b>1 Begrippenkader: Veerkracht en bioproductieve ruimte</b> .....	<b>7</b>
1.1 Veerkracht als duurzaamheidsbegrip .....	7
1.2 Bioproductieve ruimte .....	10
1.2.1 Context en probleemstelling .....	10
1.2.2 Bioproductieve ruimte en ecosysteemdiensten .....	11
1.2.3 Veerkracht van de bioproductieve ruimte .....	13
1.2.4 Het potentieel van verweven en multifunctioneel ruimtegebruik .....	16
<b>2 Gevalstudie: Bioproductieve ruimte in natuurgebied</b> .....	<b>18</b>
2.1 Situering gevalstudie .....	18
2.2 Methodologie .....	21
2.2.1 Dataverzameling .....	21
2.2.2 Normatieve productiescenario's .....	21
2.2.3 Aggregatie van ES geleverd door de bioproductieve ruimte .....	24
2.3 Resultaten .....	25
2.3.1 Vergelijking landgebruik .....	25
2.3.2 Adaptatie van het productiemodel .....	27
2.4 Evaluatie en discussie van de analyse .....	28
2.5 Conclusies .....	31
<b>3 Gevalstudie: Het tuincomplex</b> .....	<b>33</b>
3.1 Context en relevantie .....	33
3.1.1 Definities .....	33
3.1.2 Voedselproductie in tuinen, een oproep to her-evaluatie .....	33
3.1.3 Doelstelling en benadering van het onderzoek .....	34
3.2 Economisch model en hypotheses .....	35
3.2.1 Voornaamste variabelen in het model .....	35
3.2.2 Beperkingen .....	37
3.2.3 Relaties tussen de modelvariabelen .....	38
3.2.4 Opschalen naar het tuincomplex .....	40
3.3 Gegevens .....	41
3.3.1 Kwantitatieve gegevens .....	41
3.3.2 Kwalitatieve gegevens .....	42

3.4	Empirische resultaten.....	42
3.4.1	Actuele voedselproductie in tuinen en aandeel in de consumptie van het huishouden .....	42
3.4.2	Ruimtegebruik in de tuin .....	45
3.4.3	Inzichten in het nut van tuinieren .....	46
3.5	Het effect van de beschikbaarheid van ruimte en tijd op de keuze voor voedselproductie in eigen tuin.....	48
3.5.1	Stock aan bioproductieve ruimte binnen de eigen tuin .....	49
3.5.2	Stock aan bioproductieve ruimte buiten de eigen tuin .....	50
3.5.3	Overzicht van de ruimtelijke hoekoplossingen.....	51
3.6	Algemene discussie .....	55
3.6.1	Significantie van het modelontwerp .....	55
3.6.2	Voedselproductie en het productiepotentieel in tuinen .....	55
3.6.3	Het vrijwaren van adaptieve capaciteit voor eigen productie.....	57
3.6.4	Mogelijke pistes voor toekomstig onderzoek .....	57
3.7	Conclusies.....	59
<b>4</b>	<b>Besluit .....</b>	<b>60</b>

## Samenvatting

In dit rapport gaan we dieper in op het begrip *bioproductieve ruimte*, en de relatie tussen bioproductieve ruimte en de veerkracht van productieve systemen. Dit begrip omvat elke ruimte die vanuit een biologische basis (i.e. fotosynthese) ecosysteemdiensten kan leveren, waaronder ook voedsel en biomassa, maar evenzeer bijvoorbeeld regulerende en recreatieve diensten. Het kan een bijdrage leveren tot het verenigen van de tot nog toe in grote mate gescheiden sectoren van landbouw, natuur en bosbouw.

Eerst hernemen we in een inleidend hoofdstuk een deel van het begrippenkader dat is voorgesteld in het vorige rapport van WP2, 'Veerkracht' (Tempels et al. 2013). Het is van belang de benadering van sociaal-ecologische veerkracht te blijven scherpstellen, enerzijds gezien de complexiteit van het begrip, en anderzijds omwille van de veelheid aan interpretaties ervan. We argumenteren dat, naast de professionele landbouwruimte, ook tal van andere ruimten een rol kunnen spelen in de adaptieve capaciteit van biologische productiesystemen. Aan de hand van twee gevalstudies reiken we een basis aan voor de analyse van trade-offs en synergiën bij de allocatie van ecosysteemdiensten, waaronder voedsel- en biomassaproductie, aan de bioproductieve ruimte.

De eerste gevalstudie omvat een testcase voor een analytisch kader waarin naast productiediensten ook andere ESD in rekening gebracht worden. Concreet gaat het om een evaluatie van een extensief veeteeltbedrijf in een halfnatuurlijk landschap. We vergelijken het actuele landgebruik met alternatieve normatieve landgebruikscenario's op het vlak van uiteenlopende ESD. Deze preliminaire oefening illustreert in de eerste plaats het potentieel van het integreren van het ESD concept om tot een genuanceerde afweging van verschillende landgebruiksalternatieven te komen. We illustreren hoe meer intensieve en meer extensieve vormen van ruimtegebruik ook complementair kunnen zijn, en dat strategische keuzes tussen beiden sterk contextafhankelijk zijn. Daarnaast geeft de case ook een helder voorbeeld van emergente meerwaarden die gecreëerd worden door 'alternatieve' ruimten in productie te nemen.

De tweede gevalstudie focust op de tuin, en bij uitbreiding het tuincomplex, als typevoorbeeld bij uitstek van een kleinschalige, multifunctionele bioproductieve ruimte. De bijdrage en het potentieel voor voedselproductie wordt globaal systematisch onderbelicht. We tonen echter aan dat beiden niet onbelangrijk zijn. Door middel van een economisch modelmatige benadering evalueren we trade-offs van ruimtegebruik en tijdsbesteding tussen voedselproductie en andere diensten in tuinen. We combineren hierbij kwantitatieve en kwalitatieve gegevens om een eerste licht te werpen op de voedselproductie en het productiepotentieel in het tuincomplex in Vlaanderen. Daarnaast komen we tot een beter begrip van de potentiële bijdrage van tuinen naar de adaptieve capaciteit van huishoudens toe, en geven we aanbevelingen voor vervolgonderzoek.

Het begrip bioproductieve ruimte kan een betekenisvolle aanvulling bieden in het vocabularium van ruimtelijke planning in Vlaanderen. Het nodigt uit om de ruimte die ecosysteemdiensten kan leveren veel fijner te differentiëren, maar ook om de integratie op te zoeken tussen 'klassieke' en minder voor de hand liggende ruimtes. Het complementair en supplementair inschakelen van zogenaamde 'restruimtes' (zoals tuinen, maar ook overhoeken, wegbermen, ...), die in de sterk versnipperde Vlaamse ruimte een behoorlijk oppervlakteaandeel vertegenwoordigen, biedt tal van mogelijkheden voor een veerkrachtiger ruimtegebruik.

# 1 Begrippenkader: Veerkracht en bioproductieve ruimte

In het WP2 rapport 'Veerkracht' werd een eenduidige definiëring en conceptualisering van het begrip veerkracht gekoppeld aan contextuele voorstellen voor operationalisering. In dit rapport worden de grondvesten gelegd voor de operationalisering van het veerkrachtdenken ten aanzien van de bioproductieve ruimte. Dit inleidend hoofdstuk geeft een geactualiseerd overzicht van de voornaamste krijtlijnen uit het rapport 'veerkracht'. Het blijvend scherp stellen van de definiëring van het begrip 'veerkracht' (eng. '*resilience*') is noodzakelijk om de uitholling ervan te vermijden. Veerkracht is immers een relatief complex duurzaamheidsbegrip dat door verschillende actoren soms anders ingevuld en geïnterpreteerd wordt (Klein et al. 2003).

## 1.1 Veerkracht als duurzaamheidsbegrip

Het concept veerkracht kent zijn oorsprong in de ecologie, waar het een maat is voor de stabiliteit van ecosystemen onder invloed van verstoringen (schokken). Het concept kreeg brede aandacht met de publicatie van een invloedrijke paper over stabiliteit van ecosystemen door Holling (Holling 1973), waarna het al snel werd toegepast in tal van andere disciplines, waaronder psychologie, antropologie, omgevingspsychologie, cultuurstudies, en sociale geografie (Folke 2006). Waar ecologische veerkracht werd toegepast op ecosystemen, vergde de paradigmaverschuiving naar andere disciplines een verschuiving van de toepassing van ecosystemen naar sociaal-ecologische systemen.

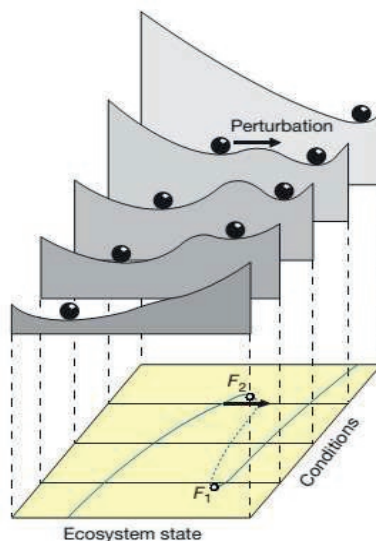
Het WP2 rapport veerkracht omschrijft verschillende interpretaties van het begrip veerkracht, met name *engineering* veerkracht (Holling 1996), ecologische veerkracht (Holling 1996; Peterson et al. 1998), en sociaal-ecologische veerkracht (Folke 2006). Engineering veerkracht wordt doorgaans gedefinieerd als de tijd die een systeem nodig heeft na verstoring om terug naar de oorspronkelijke evenwichtstoestand te gaan (Pimm 1991). Deze interpretatie van veerkracht sluit aan bij de oorspronkelijke visie van Holling, en later ook van Gunderson, die veerkracht definieerden als "de capaciteit van een systeem om verstoringen te ondergaan en zijn functies en controles te behouden" (Gunderson & Holling 2002). Er wordt uitgegaan van een eenvoudige systeemrespons en een terugveren naar eenzelfde 'stabiele' evenwichtstoestand. Dit model kan toepasbaar zijn op eenvoudige systemen in gecontroleerde omstandigheden, maar schiet duidelijk tekort voor de beschrijving van de verstoring van complexere natuurlijke systemen.

Het bestaan van een stabiele evenwichtstoestanden is een aanname die ook in de interpretatie van ecologische veerkracht naar voor komt. Echter, hier is sprake van verschillende alternatieve evenwichtstoestanden of 'stabiliteitsdomeinen' (Davoudi et al. 2012). De staat van een systeem wordt hierbij bepaald door  $n$  bepalende variabelen, die samen een  $n$ -dimensionale faseruimte vormen. Binnen deze faseruimte kent een systeem één of meerdere stabiliteitsdomeinen, die samen het 'stabiliteitslandschap' vormen (Walker et al. 2004; Folke et al. 2004). Sociaal-ecologische veerkracht (ook wel evolutionaire veerkracht genoemd in (Davoudi et al. 2012)) stelt de idee van stabiele evenwichtstoestanden in vraag en gaat uit van het principe dat de systemen van die aard zijn dat ze kunnen veranderen doorheen de tijd, met of zonder een externe verstoring. Het sociale en biofysische zijn met elkaar verweven en kunnen niet losgekoppeld worden. Binnen dit onderzoek hanteren we deze sociaal-ecologische interpretatie van veerkracht.



**Figuur 1.** Illustratie van een stabiliteitsdomein en sociaal-ecologische veerkracht (Tempels et al. 2013).

Operationalisering van ecologische veerkracht is relatief goed gedocumenteerd aan de hand van meerdere sterke cases. Voor verschillende ecosystemen en onderliggende drijvers zijn duidelijke alternatieve stabiliteitsdomeinen beschreven, waarbij een terugvallen van het ecosysteem van het ene stabiliteitsdomein naar het andere (eng. *'regime shift'*) mogelijk is (Scheffer et al. 2001). Typisch aan deze stabiliteitsdomeinen is de hysteresis tussen de ontwikkelingspaden tussen stabiliteitsdomeinen, zoals geïllustreerd in Figuur 2. Het is doorgaans een stuk moeilijker om het systeem in de ene richting te doen omslaan, dan in de andere richting (Holling 1973). In de praktijk wil dit vaak zeggen dat het herstellen van een omgeslagen systeem naar de oude toestand een stuk moeilijker is dan het voorkomen van de omslag zelf (Hughes et al. 2005).

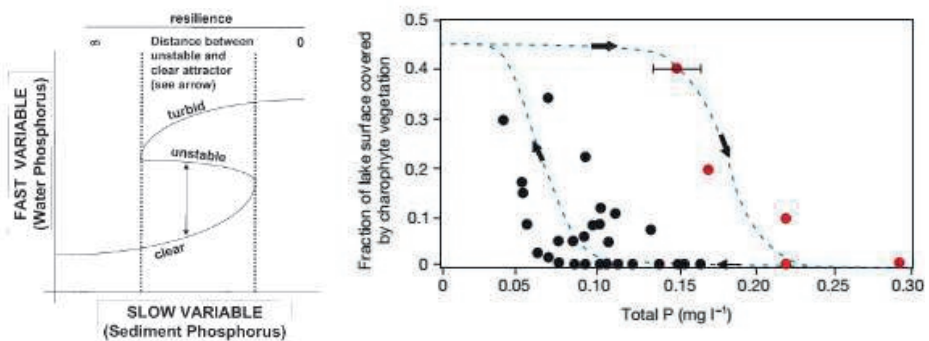


**Figuur 2.** Relatie tussen het stabiliteitsdomein en hysteresis in de bijhorende evenwichtcurve (uit Scheffer et al. 2001).

Kwantitatieve beschrijvingen van concrete voorbeelden van de omslag tussen stabiliteitsdomeinen zijn eerder schaars (Carpenter et al. 2001), maar voor een aantal ecosystemen zijn wel referenties terug te vinden in de literatuur. Zo beschrijven Hughes et al.



verschillende alternatieve stabiele toestanden voor mariene ecosystemen: Tropische rifsystemen waarbij de soortengemeenschappen hetzij gedomineerd zijn door koralen, hetzij door algen; Gematigde rotsige rifsystemen gedomineerd door kelp of grazende zee-egels; Gematigde pelagische systemen met soortengemeenschappen gedomineerd door (predatorische) vissen, dan wel door planktonische kwallen (Hughes et al. 2005; Bellwood et al. 2004). Het instorten van het mariene ecosysteem in de Zwarte zee in de jaren '70 en '90 ging gepaard met twee herkenbare regimeverschuivingen: (1) het verdwijnen van toppredatoren en (2) een forse toename van een invasieve kwallensoort. Beide verschuivingen kennen een antropogene oorsprong en kunnen worden gekoppeld aan overbevissing (Daskalov et al. 2007). Voor stilstaande zoetwatersystemen zoals meren en vijvers zijn alternatieve stabiele toestanden gekend: veelal gaat het om een heldere mesotrofe toestand met dominantie van macrofyten, en een omslag naar een troebele, eutrofe toestand, met de nutriëntenlading als bron van verstoring (Reynolds 2002; Carpenter et al. 2001). In Figuur 3 wordt een voorbeeld getoond van hysteresis tussen twee stabiliteitsdomeinen in een stilstaand watersysteem, nl. troebel en helder. De ruimte tussen de twee verticale stippellijnen is het gebied waarbinnen de veerkracht van het systeem naar 0 gaat (Carpenter et al. 2001).



**Figuur 3.** Voorbeeld van hysteresis tussen twee stabiliteitsdomeinen (links, uit Carpenter et al. 2001), en hoe deze hysteresis zich uit in de ontwikkelingspaden bij het herstel (rechts, uit Scheffer et al. 2001).

Verschuivingen van savanne naar grasland onder invloed van een verhoogde graasdruk of verwijdering van inheemse bomen en struiken zijn beschreven in (Carpenter et al. 2001; Walker & Salt 2006). Analooq vonden Aerts et al. (2008) indicaties voor het ineenstorten van een boscysteem voorbij een zekere drempel van antropogene verstoring, waarbij herstel slechts mogelijk bleek als de antropogene druk een veelvoud lichter werd dan het niveau op het moment van het ineenstorten van het systeem, indicatief voor hysteresis. Een belangrijke observatie hierbij is dat de ontwikkelingspaden bij herstel niet leiden naar een terugkeer van de voormalige ecosystemen (zie ook Muys 2013). Voor een overzicht met bijkomende voorbeelden kunnen we verwijzen naar (Zell & Hubbart 2013). Scheffer et al gaan een stap verder in operationalisering, door enerzijds de analyse open te trekken van ecosystemen naar complexe systemen in het algemeen, en anderzijds op zoek te gaan naar 'early warning signals' voor het naderen en overschrijden van omslagpunten (Scheffer et al. 2012; Scheffer et al. 2001).

Het operationaliseren van veerkrachtdenken voor toepassingen op sociaal-ecologische systemen, in het bijzonder binnen landbouwsystemen op landschapsschaal, is een stuk minder voor de hand liggend. Een voorbeeld is het onderzoek van van Apeldoorn et al. (2011), welke erin slagen om asymmetrie in het landschap te relateren aan veerkracht van de productiviteit van landbouwsystemen.

## 1.2 Bioproductieve ruimte

### 1.2.1 Context en probleemstelling

In het licht van een toenemende bevolkingsdruk en bijhorende verstedelijking, gekoppeld met een toenemende vraag naar voedsel- en (bio)energieproducten, wordt grond een steeds schaarsere grondstof (Meyfroidt et al. 2013; Tschamtko et al. 2012). Deze relatieve schaarste van land wordt duidelijker met het toenemend bewustzijn, onder meer gevoed door het concept van ecosysteemdiensten (Millennium Ecosystem Assessment 2005), dat productieve gronden wereldwijd een veelheid van functies en diensten leveren (Lambin 2012). Ecosysteemdiensten (ESD) worden gedefinieerd als de baten die door ecosystemen aan de mens geleverd worden. Ze worden ingedeeld in productverstrekkingen zoals voedsel- en biomassaproductie, regulerende diensten zoals koolstofsequestratie en lucht- en waterzuivering, culturele diensten als recreatie en esthetische warden, en ondersteunende diensten als nutriëntenkringlopen, bestuiving en bodemvorming. Biodiversiteit wordt hierbij beschouwd als een fundamentele ondersteunende ecosysteemdienst.

Intussen leidt onoordeelkundig gebruik van ruimtelijke grondstoffen tot een lagere kwaliteit van de overgebleven open ruimte, en worden er op die manier bijkomende limieten gelegd op de diensten die deze open ruimte kan leveren (Stoate et al. 2009). Toenemende verstedelijkingsdruk gaat hand in hand met een toenemende competitie voor de overgebleven open ruimte (Kerselaers et al. 2013). Dit heeft geleid tot een zekere polarisatie tussen het uitdeinende verstedelijkte weefsel en de open ruimte die voornamelijk in landbouwgebruik is gebleven, en waarbij het in de eerste plaats de (semi-)natuurlijke systemen zijn geweest die sterk ruimtelijk hebben moeten inboeten. Desalniettemin rijst het bewustzijn dat landbouwsystemen ook regulerende, ondersteunende en culturele ecosysteemdiensten kunnen leveren (vb. recreatie en landschappelijke kwaliteit). Tezelfdertijd is het duidelijk dat, wanneer we willen streven naar duurzame landbouwsystemen, deze niet onbeperkt verder een negatieve invloed kunnen uitoefenen op milieukwaliteit en ecosysteemdiensten (Firbank et al. 2012; Stoate et al. 2009; Swinton et al. 2007; Zhang et al. 2007).

Bij het ontwikkelen van een integrerende benadering voor de evaluatie van landgebruikwijzigingen, merken we verschillende uitdagingen en lock-ins in de Vlaamse ruimtelijke planning op. Ten eerste is het ruimtegebruik in Vlaanderen in hoge mate multifunctioneel en verweven, terwijl de regelgeving rond ruimtelijke planning erg monotypisch is (Kerselaers et al. 2013) met voor wat landbouw betreft, een sterke focus op de productieve functie (Leinfelder 2007). De heersende kaders binnen ruimtelijke planning zijn weinig gericht op het faciliteren van multifunctioneel ruimtegebruik. Ten tweede leidt de hoge ruimtelijke fragmentatie tot schaalgebonden dissociaties tussen ruimtes en beleid, aangezien de rol en het potentieel van vele kleine fragmenten systematisch onderschat wordt. Daarnaast is relatief weinig zicht op sommige processen van privatisering (vb. uitbreiding van privétuinen door landbouwruimte in te nemen) en domesticering (vb. gebruik van landbouwgrond als hobbyruimte) van de ruimte (Dewaelheyns et al. 2014; Gulinck et al. 2013). Dit resulteert in een bijkomende dissociatie van ruimten en beleid. Een vierde dissociatie tot slot, komt tot uiting door de discrepantie tussen een relatief statisch ruimtelijk beleidskader en een dynamische realiteit van o.a. klimaatswijziging, marktfluctuaties, wijzigende normen en consumentenvoorkeuren, etc.

Vele van de geleverde ecosysteemdiensten zijn niet vermarktbaar, waardoor de markteconomie ook niet in staat is om op een voldoende wijze het leveren van deze diensten te stimuleren. In algemene termen zorgt dit ervoor dat sociaal-ecologische systemen die gericht zijn op voorziening (zoals vb. voedselproductiesystemen), het risico lopen om door de markt gedreven te worden, gericht op het maximaliseren van productiviteit, naar een niet-duurzame staat. Dit vraagt een totale revisie van hoe sociaal-ecologische systemen geëvalueerd worden op duurzaamheid (Muys 2013). Een evaluatie van landgebruiksystemen dient niet enkel de vermarktbare ecosysteemdiensten in rekening te brengen, maar ook de voornaamste niet-vermarktbare (regulerende, ondersteunende, culturele) (Swinton et al. 2007; Bernués et al. 2011). Hoewel er een grote behoefte is aan dit soort ruimtelijk expliciete en integrerende benaderingen voor de toewijzing van bepaalde diensten aan de open ruimte,

ontbreekt deze grotendeels (Bomans, Steenberghen, et al. 2010; Termorshuizen & Opdam 2009).

In dit hoofdstuk stellen we een integrerende benadering voor om alternatieven voor landgebruik te evalueren. Deze sluit aan op voortschrijdend onderzoek rond het meten en waarderen van ESD op landschapsschaal. De benadering vertrekt vanuit het gegeven dat voedsel en biomassa productie productverstrekingen zijn die voornamelijk, maar niet exclusief, geleverd worden door de landbouwsector. Op die manier verruimen we a priori de blik van de landbouwruimte naar quasi elke potentieel productieve ruimte. Anderzijds wordt de landbouwruimte niet beschouwd als louter een productieruimte voor voedsel en biomassa, en worden geassocieerde niet-productieve ESD meegenomen in de analyse (Daniel 2008; Swinton et al. 2007). Het evaluatiekader moet ruimte bieden voor uiteenlopende productiemodellen en voedselsystemen. Het ESD concept leent zich uitstekend om keuzes rond hernieuwbare grondstoffen te ondersteunen (Wainger et al. 2010). Echter, de vertaling van theorie naar praktijkgerichte toepassing en beleidsondersteuning vraagt nog veel werk (Crossman et al. 2013). Toepassing van het ESD concept in het kader van concrete beheersbeslissingen vormt nog steeds een belangrijke uitdaging, en de bestaande theoretische kaders dienen vaak nog getoetst te worden tegen de werkelijkheid (Dale & Polasky 2007).

We passen het ESD concept toe voor een evaluatie en verbetering van de maatschappelijke baten, geleverd door open ruimte. We gaan hier uit van een integrerende regionale, in plaats van een sectorale, benadering. (Willemen et al. 2010; Kerselaers et al. 2013), met het oog op het evalueren van scenario's voor landgebruik. De benadering wordt toegepast op een concrete gevalstudie in Vlaanderen.

## 1.2.2 Bioproductieve ruimte en ecosystemendiensten

Centraal in het evaluatiekader staat het concept van *bioproductieve ruimte*. We definiëren deze als 'alle ruimte die diensten levert vanuit primaire productieprocessen (i.e. fotosynthese) die er plaatsvinden'. Bioproductieve ruimte omvat zowel (semi-)natuurlijke systemen als landbouwsystemen, en speelt een sleutelrol in het verschaffen van alle ESD binnen een landschap. Het gaat dus om veel meer dan enkel de ruimte die benut wordt door landbouw.

Dit kunnen we illustreren aan de hand van een eenvoudige ruimte, vb. een dak. De dakoppervlakte in een verstedelijkte omgeving vormt een niet-bioproductieve ruimte. Deze ligt aan de basis van de opvang en versnelde afvoer van neerslagwater en kan zo geassocieerd worden met overstromingsproblematiek. Daarnaast ligt deze ruimte ook mee aan de basis van het hitte-eiland effect in steden. Globaal gezien bestaat er een enorm potentieel om de diensten geleverd door de ruimte ingenomen door daken te verhogen, in het bijzonder wat platte daken betreft. Niet-bioproductieve ontwikkelingspaden om het niveau aan diensten geleverd door deze ruimte te verhogen, zijn vb:

- Witte daken: door het albedo van daken te verhogen (vb. door ze wit of reflecterend te maken) wordt meer energie van het onkomend zonlicht gereflecteerd. Dit resulteert in een relatief koelend effect ten opzichte van donkere daken (Sproul et al. 2014; Cumming 2011).
- Gebruiksruimte: inrichting van dak als gebruiksruimte of nutsruimte (vb. parking, terras, installaties zoals watertanks, airco en telecom, etc.);
- Zonnepanelen: de dakoppervlakte benutten voor energievoorziening

Bioproductieve ontwikkelingspaden voor dakruimte worden mogelijk gemaakt door groendaktechnologie. Hier kennen we een gradiënt van extensieve groendaktechnologie, waarbij de substraatdikte beperkt is. Tot slot levert deze technologie reeds diensten op als waterbuffering, klimaatregulatie, esthetische diensten en in beperkte mate, ook biodiversiteit. Intensieve varianten hebben een dikkere substraatlaag en zijn in staat om een reeks aanvullende diensten te verlenen, wan volwaardige gebruiksruimte in de vorm van daktuinen, tot voedselproductie. Hoewel witte daken voor het tegengaan van het hitte-eiland effect economisch efficiënter blijken dat groene daken (Sproul et al. 2014), leveren deze laatste

verschillende bijkomende ESD waarvan de meerwaarde vooralsnog bij dit soort afwegingen niet in rekening worden gebracht. Tot slot wijzen we nog op een alternatief ontwikkelingspad naar bioproductieve ruimte, en dat is afbraak van het gebouw.

Het verschuiven van de blik weg van een voornamelijk 'productie-geörienteerde' visie op het landschap stelt beleidsmakers en andere belanghebbenden in staat om opportuniteiten en innovaties te vinden binnen en tussen bioproductieve ruimtes. Het concept neemt hierbij verschillende sectoren samen in overweging, en laat toe om ook 'verborgen' vormen van ruimtegebruik in rekening te brengen. Hieronder valt ook elke soort van onderschatte transformatie, dit zijn in essentie landgebruikwijzigingen die niet of onvoldoende opgemerkt worden door gangbare monitoring en feedback systemen (Bomans, Steenberghen, et al. 2010; Bomans et al. 2009). Een typisch voorbeeld hiervan voor Vlaanderen is de 'verpaarding' van landbouwland, maar de aangehaalde studie van Bomans et al. identificeert ook vertuining, diversificatie van landbouwbedrijven en recreatief medegebruik van halfnatuurlijke ruimte als onderschat (Bomans, Steenberghen, et al. 2010). Een ander type 'verborgen' ruimte wordt gevormd door de ruimtelijke tarra, nl. die delen van het landbouwlandschap welke niet rechtstreeks ingenomen worden door gewassen (Bomans, Duytschaever, et al. 2010). Daarnaast blijven ook 'hybride' vormen van ruimtegebruik minstens ten dele onder de radar. Een voorbeeld hiervan zijn agroforestry systemen (Gulinck et al. 2013).

De voornaamste doelstelling is het simultaan meten en maximaliseren van productieverstrekking en andere noodzakelijke ESD, zoals deze geleverd worden door het sociaal-ecologisch systeem als geheel (Balmford et al. 2012). Dit houdt in dat er trade-offs moeten gemaakt worden.

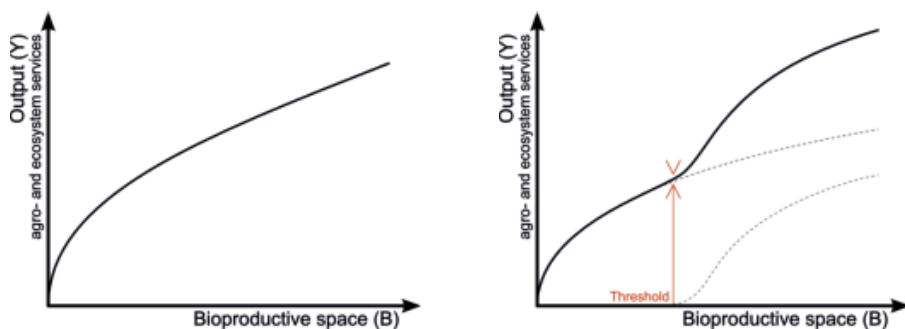
Hiertoe kan een eenvoudige productiefunctie geformuleerd worden. De relatie tussen de geaggregeerde productie van uiteenlopende ESD enerzijds, en de ruimte die hiervoor gebruikt wordt anderzijds, kan met behulp van deze productiefunctie beschreven worden. De vorm die deze functie aanneemt kan en zal variëren naargelang de aard van de beschouwde systemen en ESD. Voor productieverstrekking zoals landbouwproducten, kan een Cobb-Douglas functie gebruikt worden. Deze kan uitgebreid worden om de relatie tussen productie van ESD (Y) en Arbeid (L), Kapitaal (K) en Bioproductieve ruimte (B) weer te geven:

$$Y = A L^{\alpha} K^{\beta} B^{\gamma}$$

In deze vergelijking zijn A,  $\beta$ ,  $\alpha$  en  $\gamma$  technologieafhankelijke grootheden, waarbij  $\gamma$  de output elasticiteit van de bioproductieve ruimte voorstelt. De grootheid B is het geheel aan bioproductieve ruimte. Het aggregaat van geleverde ESD door deze ruimte wordt weergegeven door Y. De productiefunctie is afhankelijk van technologische factoren zoals productie-intensiteit.

Sommige diensten geleverd door productiesystemen vertonen ruimtegebonden drempelwaarden, waarbij een minimum oppervlakte nodig is om een bepaalde dienst te kunnen leveren. Dit soort drempelwaarden uit zich als een knik in de geassocieerde productiefunctie (Figuur 4). Dergelijke drempelwaarden zijn gekend in ecosystemen (vb. voor de aanwezigheid van toppredatoren in een halfnatuurlijk landschap is een voldoende oppervlakte van kwalitatief aaneengesloten habitat nodig, waarbij de drempelwaarde gerelateerd is aan territoriumdimensies). In voedselsystemen zijn verschillende vormen van productie-intensificatie sterk gebonden aan minimum oppervlaktes.

Daarnaast vertonen verschillende landgebruikssystemen ook complementariteiten, waarbij ze in elkaars nabijheid wederzijds het niveau van geleverde ESD kunnen doen toenemen (Colding 2007), resulterend in een hogere netto output aan ESD. Een voorbeeld hiervan is het 'spillover effect' van bestuivers vanuit geschikte habitat voor wilde bijen naar aanliggende boomgaarden (Holzschuh et al. 2012; Blitzer et al. 2012).



Figuur 4. Potentiële functionele vormen van de ESD productiefunctie (A: Cobb Douglas productie; B; productie functie waarin een drempelwaarde een knik in de functie markeert)

Dit analytisch kader kan ondersteuning bieden voor het evalueren van strategische keuzes voor landgebruik, waarbij ESD mee in rekening genomen worden. Afhankelijk van de beschikbaarheid van data en de gebruikte aggregatietechnieken kunnen potentiële positieve en negatieve externaliteiten in rekening gebracht worden.

### 1.2.3 Veerkracht van de bioproductieve ruimte

Naar analogie met Zell & Hubbart beschouwen we bioproductieve ruimte als veerkrachtig wanneer het ecosysteemdiensten kan blijven leveren (incl. de nodige biofysische processen) onder wijzigende omstandigheden (Zell & Hubbart 2013). Eerder definieerden we ruimtelijke veerkracht van bioproductieve systemen als volgt:

*Ruimtelijke veerkracht kan omschreven worden als de capaciteit van sociaal-ecologische systemen om ruimtegebonden functies en diensten te bufferen tegen interne en externe schokken, door adaptieve vormen van ruimtegebruik en -inrichting.*

Deze definitie biedt voldoende houvast voor een operationaliseren van veerkracht naar de planningspraktijk. De volgende drie elementen uit deze definitie vragen verdere uitdieping: (1) 'ruimtegebonden functies en diensten'; (2) 'adaptatie', en (3) 'ruimtegebruik en -inrichting'.

#### Ruimtegebonden functies en diensten

Het begrip 'ruimtegebonden functies en diensten' wordt ingevuld door het ecosysteemdienstenconcept (Millennium Ecosystem Assessment 2005). De meest volledige kartering van ecosysteemdiensten voor Vlaanderen is op dit ogenblik uitgevoerd door het INBO in het kader van het Natuurrapport 2014. In deze reeks rapporten worden 16 ecosysteemdiensten in kaart gebracht:

Producterende diensten:

- Voedselproductie
- Wildbraadproductie
- Houtproductie
- Energiegewassen
- Waterproductie

Regulerende diensten:

- Bestuiving
- Plaagbeheersing
- Behoud bodemvruchtbaarheid
- Luchtkwaliteit
- Geluidsoverlast

- Erosierisico
- Overstromingsrisico
- Kustbescherming
- Globale klimaatregulatie
- Waterkwaliteit

Culturele diensten:

- Groene ruimte voor buitenactiviteiten

Belangrijk is om te weten dat ESD geleverd worden door elke bioproductieve ruimte, ongeacht de graad van natuurlijkheid. De graad van natuurlijkheid heeft wel een invloed op welke ESD geleverd worden, en in welke mate.

## Adaptatie

Het vermogen tot adaptatie heeft zowel een sociale als een biofysische component. De rol van het sociale weefsel naar adaptatie toe wordt gevat in het begrip 'resourcefulness', en is uitgebreid toegelicht in het derde hoofdstuk van het WP2 rapport 'Veerkracht' (Tempels et al. 2013).

De biofysische component van adaptatie is in grote mate afhankelijk van de (bio)diversiteit (Zell & Hubbart 2013; Colding & Barthel 2013). Enerzijds speelt biodiversiteit een stabiliserende rol, door functionele redundantie in het systeem te voorzien. Anderzijds levert een hogere biodiversiteit ook meerdere ontwikkelingspaden. Dit vergroot de kansen voor herstel door een hogere responsdiversiteit.

Maar ook het ruimtegebruik en de landschappelijke configuratie ervan heeft het invloed op het niveau van geleverde ESD en de adaptieve capaciteit ervan. Het onderzoek hiernaar staat nog in de kinderschoenen (Colding 2007).

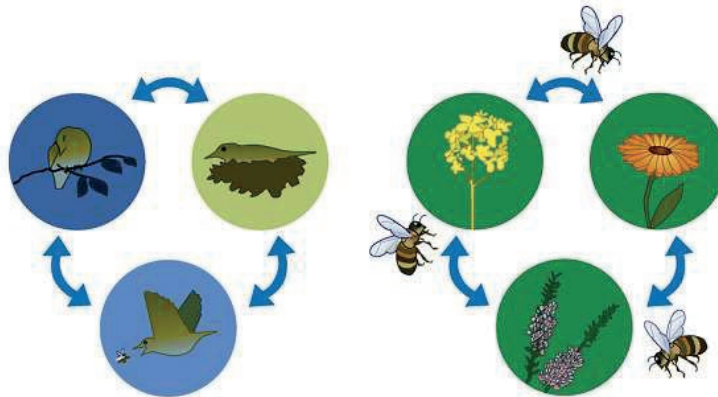
## Complementair en supplementair ruimtegebruik

In een conceptuele paper wijst Colding op het belang van complementaire en supplementaire ruimten bij het behoud en bevorderen van biodiversiteit (Colding 2007), en dus bij uitbreiding, bij het leveren van ESD.

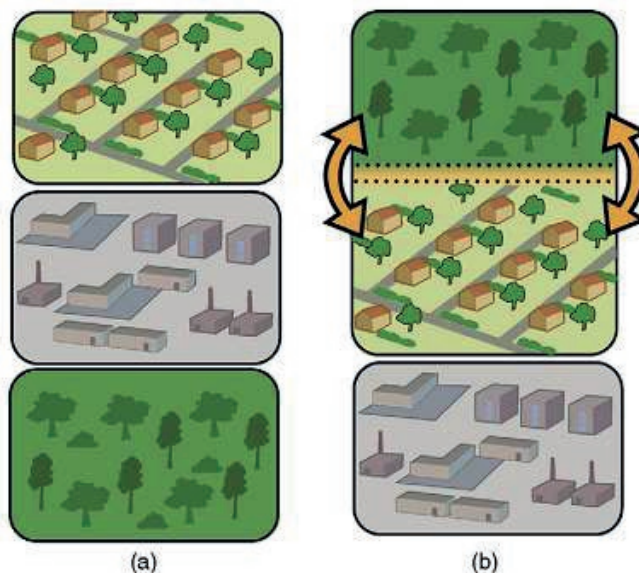
Landgebruiksc complementering en –supplementering zijn processen die zich kunnen afspelen tussen ruimten die zich in elkaars nabijheid bevinden. Deze processen zorgen voor 'emergenties', dit zijn in essentie functies die een meerwaarde leveren bovenop de waarde die de afzonderlijke onderdelen leveren. Zo toonden Holzschuh et al bijvoorbeeld aan dat de aanwezigheid van bloemenrijke habitats in de omgeving van een kersenboomgaard zorgen voor een emergente meeropbrengst door een betere bestuiving en vruchtzetting (Holzschuh et al. 2012). De agenten voor deze emergentie zijn *in casu* wilde bijensoorten die een belangrijke bijdrage aan de bestuiving van de kersenbloesems leveren. Vanuit het standpunt van de betrokken bijenpopulaties zijn de twee beschouwde landgebruikseenheden, nl. de boomgaard en de bloemenrijke habitat, supplementair. Vanuit het standpunt van de landbouwer zijn beide landgebruikseenheden supplementair: enkel de boomgaard levert een productiewaarde, maar de bloemenrijke habitat draagt bij tot een emergente meerwaarde van deze productie.

Colding illustreert deze processen als volgt (Figuur 5): als voorbeeld voor ecologisch complementair landgebruik wordt het rust-, foerageer en broedgebied van een vogel gebruikt. Deze landschapseenheden zijn complementair gezien ze een verschillende functie vervullen. Als voorbeeld voor ecologisch supplementair landgebruik worden verschillende bloemenrijke habitats gegeven, die voor eenzelfde bijenpopulatie een zelfde functie uitoefenen, hoewel het gaat om verschillende vegetatietypes. Dit voorbeeld is analoog aan het hierboven genoemde voorbeeld van de kersenboomgaard.





Figuur 5. Illustratie van ecologisch complementair (links) en supplementair (rechts) landgebruik (Colding 2007).

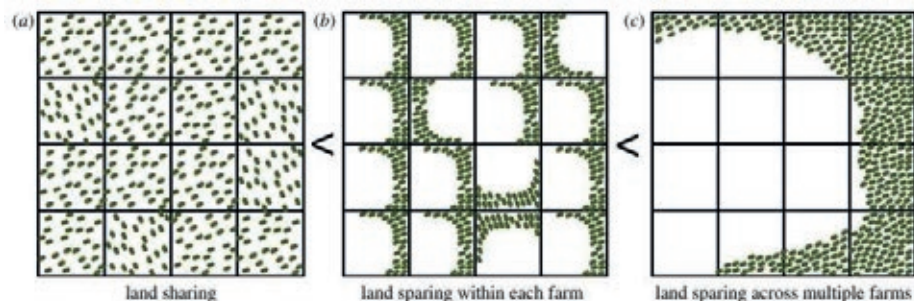


Figuur 6. Illustratie van landgebruiksc complementariteit en -supplementariteit in ruimtelijke planning (Colding 2007).

De toepassing van deze processen in ruimtelijke planning wordt conceptueel geïllustreerd in Figuur 6. Een voorbeeld dat hierbij wordt aangehaald is de rol die tuinen kunnen spelen voor biodiversiteit in een verstedelijkte context. Zo observeerden Melles et al een hogere vogeldiversiteit in parken die omgeven waren door tuinen met specifieke kenmerken zoals hogere bomen, besdragende struiken en de aanwezigheid van water (Melles et al. 2003). De processen van complementariteit en complementariteit voorzien niet enkel in mogelijk emergente meerwaarden op het vlak van de levering van ESD. Ook een verbeterde veerkracht is mogelijk als emergente meerwaarde, niet enkel indirect door een verhoging van de biodiversiteit, maar ook rechtstreeks, bijvoorbeeld door verbetering van de ESD plaagbeheersing.

## 1.2.4 Het potentieel van verweven en multifunctioneel ruimtegebruik

De meest voor de hand liggende ruimte voor het leveren van de ESD voedsel- en biomassa productie is de professionele landbouwruimte. Er worden echter ook steeds meer andere diensten verwacht van deze ruimte. Een belangrijke vraag die daarbij gesteld wordt of het beter is verschillende diensten ruimtelijk te verweven, dan wel te scheiden, en op welke schaal dit dient te gebeuren (Figuur 7). In het wetenschappelijk discours hierover wordt respectievelijk gesproken over 'land sharing' en 'land sparing' (Balmford et al. 2012).

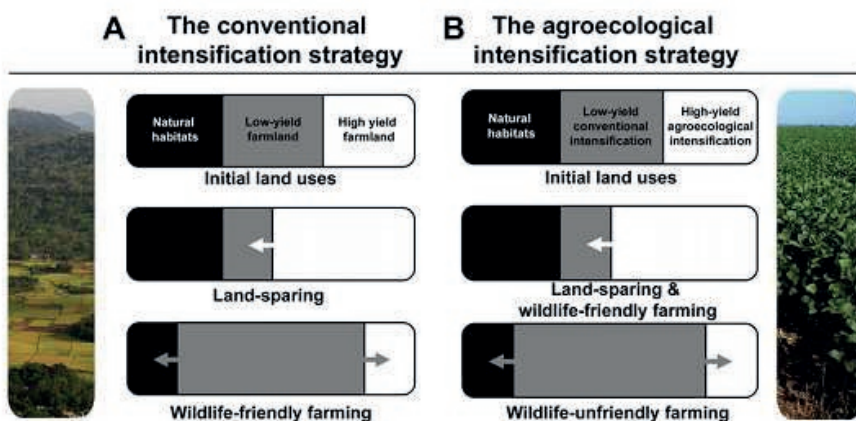


**Figuur 7.** Schematische weergave van (a) verweven; (b) scheiden binnen afzonderlijke landbouwbedrijven; (c) scheiden over de individuele bedrijfsgrenzen heen (Balmford et al. 2012).

Hoewel recente studies steeds meer pleiten voor land scheiden als betere strategie, vanuit het argument dat op die manier efficiënter ruimte gecreëerd kan worden voor andere doelstellingen (zie vb. (Phalan, Balmford, et al. 2011; Fischer et al. 2008; Green et al. 2005; Phalan, Onial, et al. 2011)). Toch worden hier ook kanttekeningen bij geplaatst, voornamelijk vanuit het argument dat gebruikte evaluaties gebaseerd zijn op een oversimplificatie van een complexe werkelijkheid (Tschamtko et al. 2012). Een belangrijk hiaat in veel van dit onderzoek is het negeren van geassocieerde ESD geleverd binnen strategieën van verweving (Tschamtko et al. 2012; Firbank et al. 2012).

Wanneer het potentieel van agro-ecologische intensifiëring in rekening gebracht wordt, kan de afweging er heel anders uitzien. Dit wordt passend weergegeven in Figuur 8, waar links trade-offs tussen scheiden en verweven worden benaderd vanuit het conventionele perspectief (cf. Phalan, Balmford, et al. 2011; Phalan, Onial, et al. 2011). In de agro-ecologische visie echter worden meerdere ESD in rekening gebracht, en is het de conventionele intensifiëring die geassocieerd wordt met lage opbrengsten, terwijl agro-ecologische intensifiëring geassocieerd wordt met de voorziening van een brede en multifunctionele reeks ESD (Figuur 8, rechts). Vanuit het oogpunt dat er een inverse relatie bestaat tussen bedrijfsgrootte en productiviteit, kan het gericht promoten van kleinschalige agro-ecologische intensifiëring een vorm van land scheiden inhouden. Waar initieel de discussie naar welke strategie de meeste baten zou opleveren eerder zwart/wit gevoerd werd, is er momenteel dan ook een consensus aan het groeien dat het optimum minstens schaal- en context afhankelijk is, en wellicht in veel gevallen een combinatie van beide strategieën vergt. Dit wordt -met een knipoog- wel eens 'land sparing' (sic) genoemd.





Figuur 8. Principe van agro-ecologische intensivering (uit (Tscharrntke et al. 2012)).

Om de output aan ESD geleverd door de bioproductieve ruimte (incl. landbouwruimte) te optimaliseren, dient deze dichotomie tussen diensten scheiden of verweven, in rekening gebracht worden. In Vlaanderen echter, wordt deze strategische keuze op een relatief kleine schaal gemaakt. De uitgangssituatie is, in een kleinschalig landschap, reeds in zekere zin één van verweven. Wel is het zo dat ruimtes steeds meer multifunctioneel zijn en diverse functies leveren. In die zin is er in Vlaanderen een trend richting 'meer verweven'. Een voorbeeld hiervan is het stimuleren van biodiversiteit binnen de professionele landbouwruimte door middel van beheersovereenkomsten. Het succes van dit soort maatregelen om de beoogde doelstellingen te halen wordt in recent onderzoek ook genuanceerd (vb. (Flohre et al. 2011)).

Daarnaast is –zeker in een kleinschalig landschap– ook een belangrijke rol weggelegd voor 'alternatieve' ruimten. Steeds meer zien we dan ook de opkomst van productiesystemen binnen deze specifieke 'alternatieve' ruimten. Enkele voorbeelden hiervan zijn (niet-exhaustief):

- Wegbermen: productie van houtige en niet-houtige biomassa, soms in combinatie met ondersteunende diensten, zoals biodiversiteit en ecologische verbinding (Van Meerbeek et al. 2014);
- Verontreinigde site / brownfields: biomassaproductie in associatie met phytoremediëring (Schreurs et al. 2011);
- Stedelijke ruimte: lokale voedselproductie in combinatie met recreatie;
- Private ruimte: vb. voedselproductie in tuinen, in combinatie met recreatie en biodiversiteit;
- Natuurgebieden: biomassa- en voedselproductie in combinatie met biodiversiteit.

Deze twee laatste worden in de volgende hoofdstukken verder uitgediept aan de hand van concrete gevalstudies. Hierbij fungeert de gevalstudie rond bioproductieve ruimte in natuurgebied voornamelijk als testcase voor de voorgestelde analytische methodiek.

Met de gevalstudie rond voedselproductie in Vlaamse tuinen willen we daarenboven ook een concreet kennishiaat aanpakken. De rol van tuinen naar voedselproductie ontbreekt ook in de ESD beschrijving die in het kader van NARA werd uitgevoerd. Ook daar wordt expliciet gewezen op de relevantie ervan en het gebrek aan kwantitatieve data (Van Gossum et al. 2014).

## 2 Gevalstudie: Bioproduktieve ruimte in natuurgebied

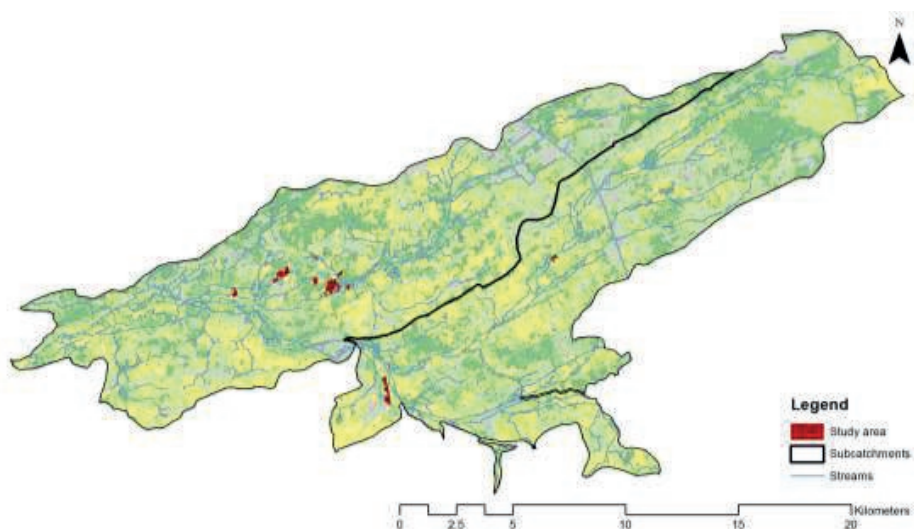
### 2.1 Situering gevalstudie

Met deze gevalstudie willen we in de eerste plaats het analytisch kader testen en verder verfijnen. We vergelijken hierbij hoe een ecologisch veeteeltbedrijf zich verhoudt tot een conventioneel veeteeltbedrijf, wanneer naast productie output ook rekening gehouden wordt met een aantal ecosystemendiensten (ESD).

De case betreft een kleinschalig ecologisch rundveebedrijf in de regio van Diest. In 2001 is dit bedrijf opgestart vanuit de overname van een conventioneel melkveebedrijf. In 2011 bedroeg de totale oppervlakte zo'n 90 ha. Het overgrote deel van de percelen bevindt zich binnen de natuurreservaten Dassenaarde – Groot Asdonk en het Webbekoms Broek. Het bedrijf zelf bevindt zich op 51°00'47"N; 5°02'41"E, binnen de deelbekkens van Winterbeek-Ossebeek en Zwarte beek, beide zijlopen van de Demer (Figuur 9).



Figuur 9. Locatie van de gevalstudie.

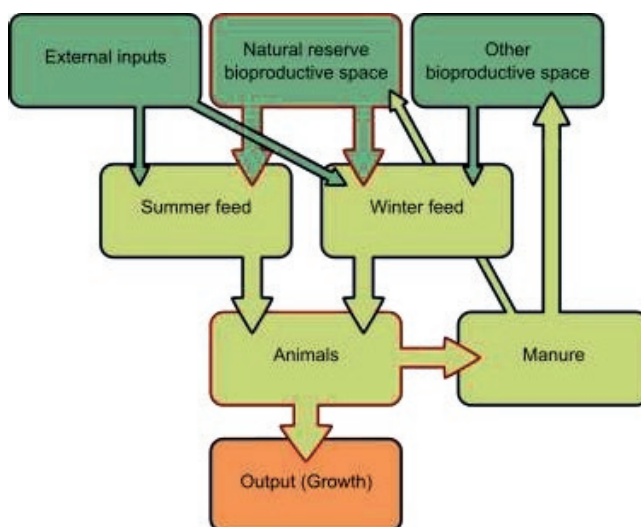


Figuur 10. Situering van de percelen binnen de deelbekkens.

De waterkwaliteit van deze zijlopen is algemeen slecht (Huybrechts 2008), volgende de deelbekkenbeheerplannen voornamelijk door een contaminatie van zware metalen en chloriden. Aquatische macrofyten zijn afwezig en overstromingen houden een zeker contaminatierisico in. Hier wordt rekening mee gehouden bij de afbakening van de landgebruiksalternatieven. Het bedrijf wordt opgedeeld in vijf ruimtelijk onderscheiden clusters van percelen.

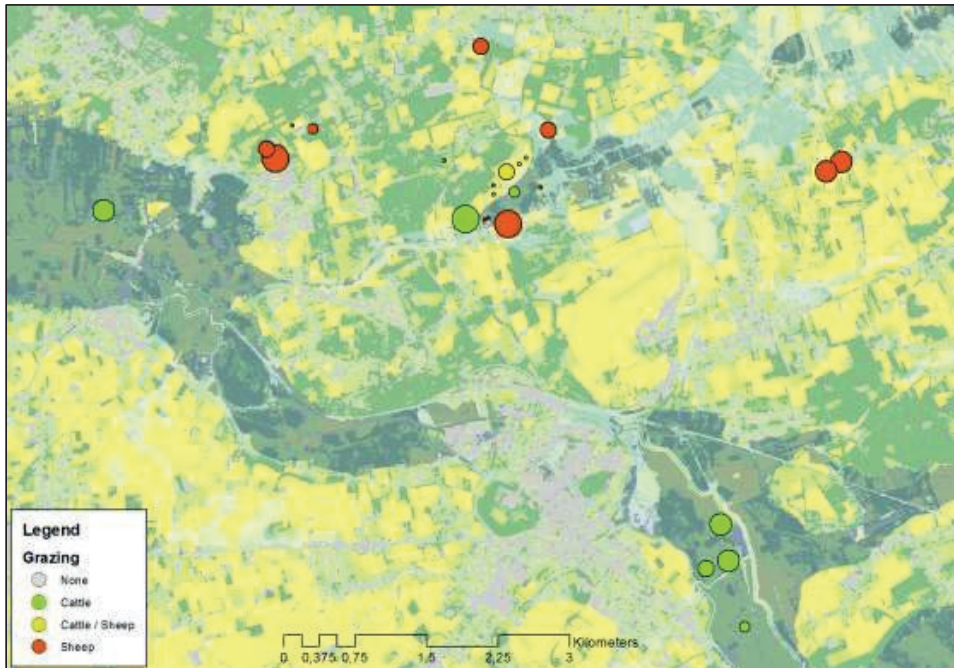
Natuurbeheer in Vlaanderen, en dit is ook zo voor Dassenaarde, moet een doorlopende inspanning leveren om te compenseren stikstofdepositie (Stevens et al. 2011). Dit houdt in dat het verarmen van nutriëntenstocks een belangrijke pijler is in ecologisch graslandbeheer (Oelmann et al. 2009). Een rechtstreeks gevolg hiervan is dat dit beheer biomassa als een afvalstroom produceert. Dit gras afkomstig van (half)natuurlijke graslanden is vaak van inferieure kwaliteit, en daarom minder of niet geschikt, zowel in termen van vertering als van voedingswaarde, om als voeder te dienen voor conventionele rundveerassen. Een bijkomende moeilijkheid is dat deze afvalstroom typisch ruimtelijk erg verspreid zijn, waardoor het bundelen ervan een logistieke nachtmerrie is.

Een mogelijke piste om hiermee om te gaan is het gebruik van meer robuuste en onafhankelijke rassen. Op die manier kan de verwerking in grote mate plaatsvinden waar het probleem zich voordoet, nl. op de graslanden zelf.

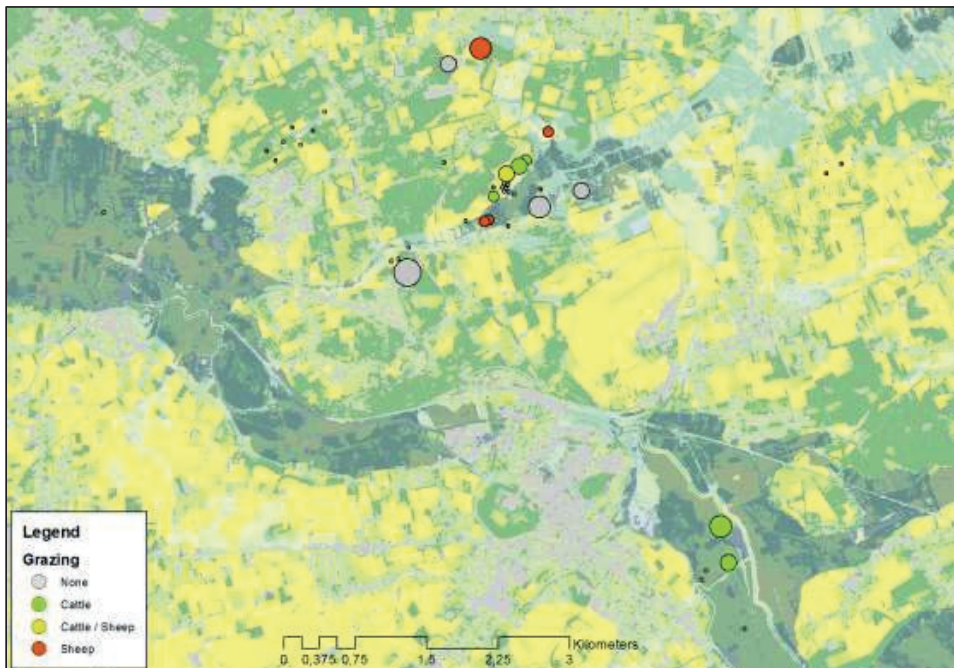


**Figuur 11.** Schematische weergave van het dierproductiesysteem van het casebedrijf.

Het dierproductiesysteem (Figuur 11) is gebaseerd op een input die voor het grootste deel uit het natuurgebied zelf komt, rechtstreeks door begrazing als beheersmaatregel, onrechtstreeks via maaien. Daarnaast wordt er in beperkte mate ook gewerkt met input uit intensievere percelen, vnl. grasklaver. De runderen staan 's winters op stal, en krijgen daar een mengels van hooi en voordroog dat volledig afkomstig is van de eigen percelen. Externe input (vb. medicatie) wordt tot een minimum beperkt, maar het rantsoen wordt wanneer nodig wel aangevuld met externe biologisch geteelde grasklaver, bieten en gerst. De schapen staan jaarrond buiten. De stalmest wordt toegepast binnen het eigen bedrijf, maar voornamelijk op de biologisch minder waardevolle, intensievere percelen. Dit draagt bij tot de netto verarming binnen het natuurgebied.



Figuur 12. Relatieve productiviteit begrazing (GVE\*#/ha)



Figuur 13. Relatieve productiviteit maaien (# bales / ha)

In de gevalstudie worden twee 'rustieke' rassen gebruikt: het runderras 'Kempisch Roodbont', en het schapenras 'Ardense Voskop'. Beide rassen bezitten de bovengenoemde kwaliteiten, nl. het kunnen verwerken van voeders van lagere kwaliteit in combinatie met een hoge autonomie. Op die manier zorgen ze voor de omzetting van laagkwalitatieve biomassa naar



hoogkwalitatieve dierlijke proteïnen (i.e. melkproducten en vlees van een vermarktbare kwaliteit). Het gaat in beide gevallen bovendien om bedreigde rassen, waardoor het behoud en ontwikkeling van het genetisch potentieel een relatief hoge intrinsieke toegevoegde waarde vertegenwoordigt. De runderen en schapen worden complementair ingezet, en begrazen verschillende percelen, conform met de doelstellingen van het natuurbeheer. De runderen worden voornamelijk ingezet in de valleigebieden. De begrazingsintensiteit is heterogeen (Figuur 12). Maaien wordt vooral gedaan op percelen in de omgeving van het bedrijf zelf. Op sommige percelen wordt maaien gecombineerd met begrazen. De productiviteit varieert opnieuw van perceel tot perceel (Figuur 13).

## 2.2 Methodologie

### 2.2.1 Dataverzameling

Alle bedrijfspcelen werden individueel gekarteerd in een GIS-omgeving (ArcGIS 10.1), resulterend in een dataset van perceelclusters, verder het 'studiegebied' genoemd. Per perceel werden data over bodembedekking en landgebruik toegevoegd op basis van de bedrijfsboekhouding, de biologische waarderingskaart (AGIV, 2010). Een controle werd uitgevoerd op basis van luchtfoto's (Aerodata International Surveys, 2007) en een terreinverificatie (voorjaar 2013). Vervolgens werden de volgende datasets toegevoegd aan deze ruimtelijk expliciete database: productiegegevens (begrazing en maaien) uit de bedrijfsboekhouding, bodemtextuur en vochtklasse (AGIV, 2001), voorkomen van Europees beschermde habitats op basis van de Habitatkaart v5.2 (INBO, 2010), Overstromingsrisico (VMM, 2006) en het voorkomen van houtige vegetatie op basis van de Groentkaart (ANB, 2011 & 2013).

Ruimtelijk analyse werd uitgevoerd in een GIS omgeving met ArcGIS 10.1, de statistische analyse werd uitgevoerd in R 3.1.

### 2.2.2 Normatieve productiescenario's

Voor de evaluatie bepalen we de output voor een selectie van ESD voor de gevalstudie, alsook voor een aantal verschillende normatieve scenario's. We hanteren het actuele ruimtegebruik van het landbouwbedrijf als basis-scenario. Vervolgens definiëren we binnen dezelfde ruimte twee aanvullende, meer conventionele vleesproductiescenario's, die we IntensiefMIN en IntensiefMAX noemen. Het IntensiefMIN scenario stelt een hypothetisch maar realistisch alternatief productiemodel voor dat rekening houdt met contextuele restricties, het IntensiefMAX scenario dient eerder gezien te worden als een hoekoplossing, waarbij productiemaximalisatie als enige doelstelling gehanteerd wordt, zonder rekening te houden met biofysische restricties. IntensiefMAX beschrijft als het ware een productiescenario waarbij elk van de percelen voor maximale productie zou aangewend kunnen worden. Hieronder worden de individuele scenario's in detail omschreven. De evaluatie van ESD gebeurt voor elke cluster afzonderlijk (met uitzondering van culturele diensten) zodat variaties tussen deze clusters onderling mee in rekening gebracht kunnen worden.

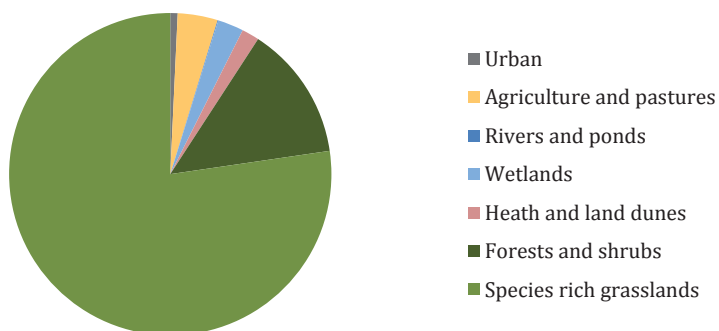
Scenario '**Extensief**' omvat het studiegebied zoals het momenteel aangewend wordt door het casebedrijf, en waarbij ecologische vleesproductie gecombineerd wordt met natuurbeheer en –ontwikkeling, kweken van rustieke rassen en ecotoerisme. Er wordt ingezet op diversificatie van activiteiten, eerder dan op louter productie. Hierbij worden intensievere graslanden gecombineerd met halfnatuurlijke graslanden, waarbij het aandeel van deze laatste hoog is. Het extensieve karakter van de vleesproductie gaat gepaard met een hoog potentieel aan natuurwaarden, maar dit ten koste van aanwas en karkaskwaliteit van de dieren (Bedoin & Kristensen 2013; Fraser et al. 2009). De ruimtelijke voetafdruk van de vleesproductie is hoog.

Het hypothetische scenario '**IntensiefMIN**' werd opgebouwd door uit te gaan van een landgebruik dat overeenkomt met een intensieve veehouderij, waarbij lokale biofysische beperkingen in rekening gebracht werden. Met behulp van een ruimtelijke overlay van overstromingsgevoelige gebieden in een GIS omgeving, konden risicozones voor overstroming en frequent overstromende gebieden uitgesloten worden van intensieve productie. Analoog werden ook percelen waarop Europees beschermd habitats voorkomen, uitgesloten, aangezien hun voorkomen doorgaans voorafgaat aan hun bestemming als habitatgebied. Afhankelijkheid van extern land werd geminimaliseerd door het intensief bedrijf grotendeel autonoom te veronderstellen. De gewenste verhouding tussen grasland en land voor voederproductie hiervoor, werd kwantitatief afgeleid op basis van cijfers van het landbouw monitoring netwerk van het Agentschap voor Landbouw en Visserij (Gavilan et al. 2012; Raes et al. 2011). In 2010 had een doorsnee gespecialiseerd veeleefbedrijf in Vlaanderen 81,51 grootvee-eenheden (GVE) op 30,47 hectaren grasland, met een bijkomende 35,48 hectaren voederproductie. Voor de intensieve scenario's zijn we op basis van deze cijfers uitgegaan van een grasland/voederproductie ratio van 0,86.

Verschillende percelen zijn ongeschikt voor intensieve begrazing. Binnen de cluster 'Bekkevoortse beemden' vinden we voornamelijk zeer natte soortenrijke graslanden en rietvelden. Frequente overstromingen zorgen ervoor dat de meeste percelen minder geschikt zijn voor intensieve begrazing of voederproductie (Huybrechts 2008). De cluster 'Bolhuis' omvat de boerderijgebouwen, stallen en aanliggende elementen, waaronder een tuin, een woonwagen ingericht voor toeristen en een boomgaard. De omliggende percelen omvatten voornamelijk biologisch (zeer) waardevolle graslanden. Een deel van de percelen in deze cluster zijn bijzonder nat en overstromen regelmatig. Waar dit niet het geval is, kunnen graslanden aangewend worden voor intensiever gebruik, hetzij als grasland, hetzij als voederproductie. De cluster 'Catselt' omvat voornamelijk biologisch zeer waardevolle landduinen, gedomineerd door voedselarme gras- en heidesystemen. Hier vindt in het extensief scenario begrazing door schapen plaats. Op basis van de hoger genoemde criteria wordt in dit scenario ongeveer de helft van de percelen aangewend voor intensieve veeleef. De cluster 'Webbekoms Broek' ligt geheel in een natuurgebied met voornamelijk natte graslanden onder extensieve begrazing. In het IntensiefMIN scenario zou hier in hoofdzaak intensieve begrazing op graslanden met lage diversiteit plaatsvinden. De cluster 'Zwarte Beek' bevindt zich stroomopwaarts in het Winterbeek-Ossebeek deelbekken, en omvat voornamelijk soortenrijke graslanden. Intensieve begrazing en voederproductie zijn hier realistische landgebruiksalternatieven.

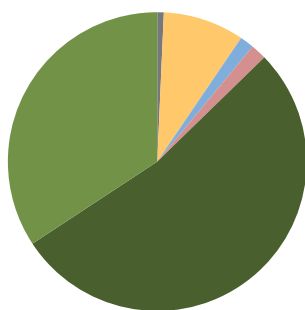
Het scenario '**IntensiefMAX**' formuleert een hoekoplossing waarbij nagenoeg alle land in intensieve productie genomen wordt. Dit alternatief is an sich moeilijk realiseerbaar binnen de ruimtelijke afbakening van het casebedrijf, maar het positioneert de actuele productie en de productie onder het intensiefMIN scenario relatief ten opzichte van een theoretisch maximaal scenario dat in een andere ruimtelijke context mogelijk wel te realiseren is. Analoog aan de andere scenario's, gaan we uit van de assumptie van maximale autonomie, en hanteren we een oppervlakte grasland / oppervlakte voederproductie ratio van 0,86.

Tot slot verkent het scenario '**IntensiefSRC**' de toepassing van korte omloop hout (wilg en populier) voor biomassa-productie op de meest natte percelen. De landgebruikstypologie voor de verschillende scenario's wordt hieronder grafisch weergegeven.



### Scenario 'Extensief'

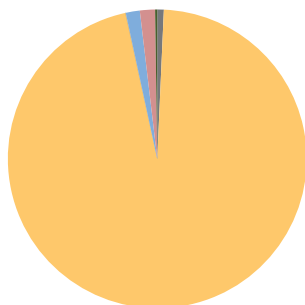
Komt overeen met het huidige landgebruik in het studiegebied.



### IntensiefSRC

Exploratief scenario waarbij alle natte graslanden worden beplant met korte-omloop hout (wilg en populier). Bestaande bossen blijven bos. Op die manier komen we op een beboste oppervlakte van 53 %.

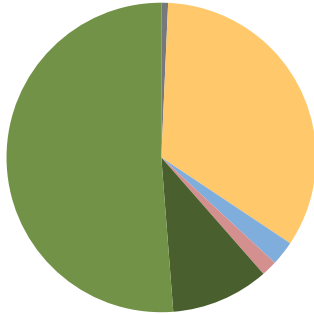
Het overige landgebruik blijft ongewijzigd ten opzichte van de actuele situatie, inclusief 35 % semi-natuurlijk grasland en 1,5 % heide en landuinsystemen.



### IntensiefMAX

Hypothetische hoekoplossing waarbij vrijwel de totale oppervlakte in intensief gebruik wordt genomen (combinatie van intensieve begrazing en voederproductie).

Hierbij blijft minder dan 10 % van de oppervlakte ongewijzigd ten opzichte van de actuele situatie. Het gaat met name over de percelen die reeds in intensief landbouwgebruik zijn, open water, de heide- en landuinsystemen, en de bebouwde oppervlakte.



### IntensiefMIN

Realistisch intensief scenario waarin uitgegaan wordt van een intensivering die rekening houdt met de heersende biofysische beperkingen. Ten opzichte van de actuele situatie gaat het vrijwel uitsluitend om een transformatie van halfnatuurlijke graslanden naar intensieve begrazing en voederproductie. Kleine landschapselementen blijven zoveel als mogelijk behouden.

## 2.2.3 Aggregatie van ES geleverd door de bioproductieve ruimte

Om een onderlinge vergelijking van de landgebruiksscenario's mogelijk te maken, dienen de geleverde ecosysteemdiensten geaggregeerd te worden. We gebruiken monetaire waardering als aggregatietechniek. Dit houdt in dat aan elke geleverde ESD een monetaire waarde verbonden wordt. Hierdoor worden de ESD onderling op dezelfde noemer gezet, wat een vergelijking mogelijk maakt. We focussen hierbij uitdrukkelijk naar de onderlinge verschillen, en niet naar de absolute waardering van elke ESD. Voor de waardering werd een beroep gedaan op de methodiek van de Natuurwaardeverkenner zoals ontwikkeld door VITO (Broekx et al. 2013), met uitzondering van de waardering van voedergewassen en vleesproductie onder het extensieve scenario. De Natuurwaardeverkenner laat een kwantitatieve vergelijking voor een selectie van ESD toe. In de onderstaande sectie lichten we kort de achterliggende methodieken toe, voor een volledig overzicht verwijzen we naar (Liekens et al. 2013).

Voor de evaluatie van productverstrekkende diensten in de intensieve scenario's werd de jaarlijks geproduceerde toegevoegde waarde van houtige biomassa, gewassen en vee berekend. Kwantitatieve inschattingen van de vleesproductie en dierverkoop voor het extensief scenario zijn gebaseerd op de bedrijfsboekhouding en interviews met de bedrijfsvoerder. Subsidies werden niet in rekening gebracht.

De berekening van voederproductie voor de intensieve scenario's is niet gedaan op basis van marktprijzen voor voeder, gezien het uitgangspunt dat alle voeder binnen het eigen bedrijf wordt verbruikt. In plaats daarvan werd een opbrengstfactor berekend door de inkomsten van veeproductie te verdelen over de oppervlakte die wordt ingenomen door voederproductie (Liekens et al. 2013). De kwantitatieve inschatting van de meeropbrengst van houtige biomassa werd gedaan door de beboste oppervlakte te koppelen aan productiviteitscijfers (Jansen et al. 1996), welke op hun beurt rekening houden met de bostypologie en typologie van het fysisch systeem. Om tot een effectieve inschatting van de productie te komen, werden de resultaten hiervan vermenigvuldigd met een oogstfactor in percent, in essentie het percentage aan hout dat geoogst wordt. De waardering hiervan werd gedaan door de productie te vermenigvuldigen met de marktprijs voor staand hout.

Voor de regulerende diensten werden filtratie van fijn stof ( $PM_{10}$ , als proxy voor de ESD 'luchtkwaliteit'), koolstof-sequestratie in de bodem en in biomassa, en Stikstof- en fosfor-sequestratie in de bodem geëvalueerd. De inschattingen voor luchtkwaliteit zijn gebaseerd op geupdate cijfers van Oosterbaan et al. 2006. De waardering werd gedaan door vermenigvuldiging van deze inschattingen door een generische vermeden medische kost van 54€/kg  $PM_{10}$ , afgeleid uit De Nocker et al. 2010. Voor koolstofopslag in de bodem werd het geupdate regressiemodel ontwikkeld door Meersmans et al. 2008 toegepast, dat een inschatting maakt van de maximale potentiële koolstof stocks op basis van bodemtextuur,



grondwaterstanden en landgebruik. Waardering is opnieuw gebaseerd op De Nocker et al. 2010.

Voor de inschatting van culturele diensten, i.e. recreatie, werd gebruik gemaakt van een waardefunctie die gebaseerd is op een uitgedrukte voorkeuren methodiek (betalingsbereidheid of eng. willingness to pay) voor landgebruiks-transformaties tussen landbouw en natuur. Deze functie houdt rekening met het aantal huishoudens binnen een bepaalde afstand tot het casegebied.

## 2.3 Resultaten

### 2.3.1 Vergelijking landgebruik

Tabel 1 geeft een vergelijking van de output aan ESD in de IntensiefMIN en Extensief scenario's. De tool geeft een onder- en bovengrens aan van de geschatte waarden. Het verschil in de geschatte waarde voor een ESD wordt berekend voor de onder- en bovengrens, op basis waarvan een gemiddelde berekend wordt.

**Tabel 1. Per annum ESD voor de scenario's Extensief en IntensiefMIN**

ESD	IntensiefMIN		Extensief		Verschil (in €)			
		laag	hoog	laag	hoog	laag	gemiddeld	hoog
Gewassen en vee	€	36 520	53 688	27 000	27 000	-9 519	<b>-18 104</b>	-26 688
Hout	m <sup>3</sup>	39.9	39.9	41.7	41.7	60	<b>60</b>	60
Luchtkwaliteit	kg	1 746	3 504	1 833	3 663	4 692	<b>6 650</b>	8 608
C opslag bodem C	Ton	283	423	287	426	797	<b>667</b>	537
opslag biomassa	Ton	4.8	4.8	10.2	10.2	1 179	<b>1 179</b>	1 179
N opslag bodem	kg	18532	42310	18051	39502	3 817	<b>30 150</b>	56 484
P opslag bodem	kg	1 236	2 821	1 203	2 634	4 071	<b>22 390</b>	40 709
Culturele diensten	#HH	9 749	36 312	16 876	44 237	9 250	<b>25 014</b>	40 777
Niet-gebruikswaarde						38 557	<b>187 427</b>	336 296

Bron: Natuurwaardeverkenner, eigen berekeningen

Voor het Extensief scenario werd de toegevoegde waarde van voedergewassen en vee gebaseerd op de bedrijfsboekhouding en het maai- en begrazingsregister. De Natuurwaardeverkenner onderschat systematisch het productiepotentieel van de extensieve semi-natuurlijke graslanden, vanuit de aanname dat deze zich niet lenen voor veeteelt. Wanneer deze niet in rekening gebracht worden, komt de verkenner uit op een jaarlijks toegevoegde waarde van 6.971 €. Op basis van de bedrijfsboekhouding berekenen we een toegevoegde waarde van het vee van ongeveer 27.000 € onder het extensief scenario. Deze financiële output komt voor 55% (ca. 15.000 €) op rekening van vleesproductie, en voor 45% (ca. 12.000 €) van verkoop van levende dieren als rustiek ras.

De gebruikte rustieke rassen Kempisch Roodbont en Ardense Voskop stellen het bedrijf in staat om de meeste van deze extensieve graslanden mee in productie te nemen. Naar productiviteit toe, wijst onderzoek van Pelve et al. uit dat een levend gewichtsaanwas van 400 à 500 g/dag haalbaar moet zijn gebruik makende van aangepaste rassen op semi-natuurlijke graslanden (Pelve et al. 2012). Met een levend gewichtsaanwas van ongeveer 800 g/dag voor de Kempisch Roodbont kalveren presteert het casebedrijf relatief goed qua productie. Vergelijken we dit met andere rassen, dan zien we dat *Limousin*, een populair en efficiënt 'intensief' vleesras, vlot over 1000 g/dag aanwas komt. Voor een zeer intensief vleesras zoals Belgisch witblauw ligt deze aanwas nog hoger (tot > 1500 g/dag). Alternatieve rassen die gebruikt worden in het natuurbeheer kennen een gevoelig lagere aanwas, vb. tussen 260 g/dag en 650 g/dag voor Galloway (Bedoin & Kristensen 2013; M. D. Fraser et al. 2013).

Kempisch Roodbont heft het bijkomend voordeel van een dubbeldoelras te zijn, en dus geschikt te zijn voor zowel melkproductie als vleesproductie. In het casebedrijf gaat alle melk naar de kalveren zelf.

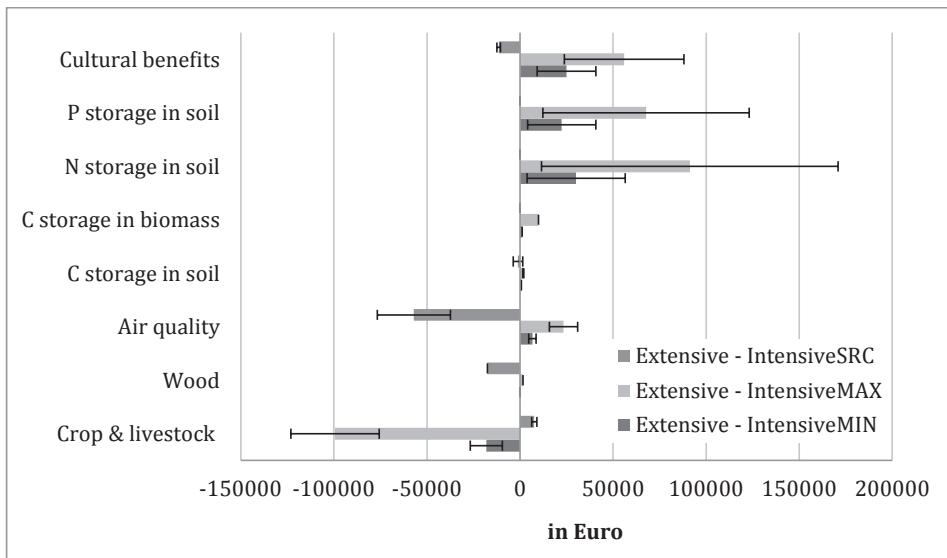
De outputwaarde aan productverstrekkende diensten voor het IntensiefMIN scenario is merklijk hoger dan bij het Extensief scenario, met uitzondering van houtproductie, waar het verschil tussen beide beperkt is. Op het vlak van regulerende ESD scoort het scenario Extensief echter beter dan het IntensiefMIN scenario, maar het verschil is wel beperkt voor wat betreft koolstofopslag in bodem en biomassa. Dit is niet het geval voor stikstof- en fosforsequestratie, waar het scenario Extensief beduidend beter kan presteren. Dit is ook het geval voor de ESD luchtkwaliteit, een verschil dat voornamelijk te wijten is aan het verschil in opgaand groen. Dit laatste illustreert het belang van kleine landschapselementen voor deze ESD. De waardering voor culturele diensten is hoger onder het Extensieve scenario dan onder scenario IntensiefMIN. Bij deze evaluatie wordt geen rekening gehouden met meeropbrengsten uit toerisme in het casebedrijf. Hoe deze meeropbrengsten zich verhouden tot de ingeschatte recreatieve meerwaarde voor het extensief scenario komt verder in dit hoofdstuk aan bod.

In Tabel 1 vergelijken we de meest relevante scenario's, met name scenario Extensief en scenario IntensiefMIN. Tabel 2 en Figuur 14 geven een vergelijking van alle doorgerkende scenario's met het basis-scenario Extensief. Positieve waarden zijn een indicatie dat het scenario Extensief beter presteert. We benadrukken opnieuw dat het doel van deze vergelijking niet is om absolute waarden te plakken op de levering van ESD, maar veeleer om enerzijds de scenario's, en anderzijds de verschillende ESD, ten opzichte van elkaar te positioneren. Voor de vergelijking hanteren we bewust een conservatieve benadering, door de minimale verschilwaarden te gebruiken voor elke ESD. Dit houdt in dat de verschillen tussen de scenario's in dit overzicht veeleer een onderschatting weergeven.

De niet-gebruikswaarde werd weggelaten aangezien de grote verschillen tussen de scenario's voor deze factor de grafiek onleesbaar maakt. Wanneer we de verschillende ESD zouden aggregeren, valt op dat de totaalbalans uitgesproken positief zou zijn voor scenario Extensief in vergelijking met IntensiefMIN, maar dat dit verschil niet meer uitgesproken is in vergelijking met IntensiefMAX. Ergens tussen beide uitersten kunnen drempelwaardes gedefinieerd worden (ook ruimtelijk), die de keuze voor de ene dan wel de andere landgebruiksstrategie verantwoorden.

**Tabel 2. Geaggregeerde vergelijking tussen de scenario's.**

Ecosysteemdienst	Extensief vs. IntensiefMIN	Extensief vs. IntensiefMAX
Gewassen en vee	-9 520	-75 615
Hout	60	1 655
Luchtkwaliteit	4 692	15 772
C opslag bodem	797	2 095
C opslag biomassa	1 179	9 877
N opslag bodem	3 817	11 546
P opslag bodem	4 071	12 315
Culturele diensten	9 250	23 743
<b>Totaal (€)</b>	<b>14 346</b>	<b>1 388</b>



**Figuur 14.** Verschillen in waardering van geleverde ESD tussen alle doorgerekende scenario's (excl. niet-gebruikswaarde). De staafdiagrammen geven de gemiddelde verschillen aan, de foutenbalken de minimum- en maximumverschillen.

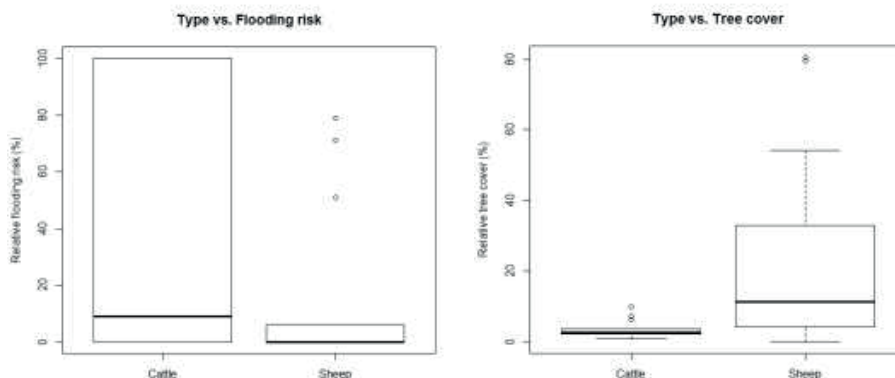
### 2.3.2 Adaptatie van het productiemodel

Extensieve landbouw in een halfnatuurlijk landschap gedraagt zich een co-adapterend sociaal-ecologisch systeem. Het productiemodel dat in dit landschap ontstaat, past zich indirect aan aan de heersende fysische en biologische randvoorwaarden, waarop de lokale natuurdoelstellingen geënt zijn. Omgekeerd worden de biofysische randvoorwaarden ook vormgegeven door de activiteiten van het bedrijf in het landschap. Deze synergie bepaalt de vrijheidsgraden waarbinnen door het bedrijf strategische keuzes gemaakt moeten worden. Daarnaast zijn er ook contextuele randvoorwaarden te onderkennen. De voornaamste hiervan zijn de economische rentabiliteit van het bedrijf, en de (natuur)doelen die voor specifieke landschapselementen worden vooropgesteld.

Concreet betekent dit voor het begrazen dat er limieten zijn op het vlak van bemesting en begrazingsintensiteit is gelimiteerd, en de maaidata zijn afgestemd op de beheersdoelstellingen. De keuze voor het toepassen van het dubbeldoelras Kempisch roodbont is met name specifiek afgestemd op deze limieten (Sannen 2011). De schapen zorgen voor jaarrondbegrazing, in de zomer waar runderbegrazing niet kan of gewenst is, in de winter (als de runderen op stal staan) desgevallend elders. Op die manier zijn de schapen volkomen complementair aan de runderen, en verhogen ze de adaptieve capaciteit van het bedrijf aan de doelstellingen van het natuurbeheer.

Specifiek voor het bedrijf werden de relaties tussen begrazing enerzijds, en overstromingsrisico en vegetatie anderzijds, geëvalueerd. Aangezien de incidentie van overstromingen in het studiegebied niet normaal verdeeld is (Shapiro-Wilk  $W=0.621$ ,  $p<0.001$ ), werden verschillen in deze parameter tussen ruimtes met begrazing door runderen en door schapen geëvalueerd met behulp van de niet-parametrische Wilcoxon Rank Sum test. We vonden een significant verschillend overstromingsregime op het 5% niveau tussen percelen begraasd door schapen en percelen begraasd door runderen (Wilcoxon  $W=130$ ,  $p<0.05$ ). Hoewel in het algemeen begrazing bij voorkeur plaatsvindt op de minder overstromingsgevoelige percelen, zien we dat het gebruikte runderras begrazing van de

effectief overstromingsgevoelige percelen mogelijk maakt. Een analoge analyse voor de begrazing door schapen toont aan dat deze mede kan plaatsvinden op de (deels) beboste percelen. In de praktijk gaat het hier om landuinsystemen met zeer voedselarme condities. Door het inschakelen van schapen kan op de vraag van natuurbeheerders naar begrazing van deze arme zones, ingespeeld worden. De aanwezigheid van bomen is niet normaal verdeeld ( $W=0.730$ ,  $p<0.001$ ) en vertoont significante verschillen tussen percelen begraasd door runderen en percelen begraasd door schapen (Wilcoxon  $W=43$ ,  $p<0.05$ ). Bomen worden hierbij gedefinieerd als alle houtige vegetatie  $> 3m$ . De bedekkingsgraad van struiken is niet significant verschillend voor percelen begraasd door schapen of door runderen (Wilcoxon  $W=112$ ,  $p=0.326$ ).



De betalingsbereidheid voor culturele diensten is afhankelijk van zowel afstand als gebiedsoppervlakte. Hoewel de relatieve betalingsbereidheid per oppervlakte-eenheid hoger is voor kleine gebieden, wordt de totale gebiedsoppervlakte snel de dominante factor voor huishoudend die verder van het gebied wonen. Met andere woorden, voor kleinere percelen met recreatieve waarde zakt de betalingsbereidheid snel naar 0 met toenemende afstand. Dit effect wordt gedemonstreerd door de geaggregeerde culturele baten te vergelijken wanneer deze berekend zijn op basis van de individuele clusters of op basis van het studiegebied als geheel Tabel 3. Het casebedrijf speelt hier in zekere zin op in door (meerdaagse)trektochten te organiseren, waardoor ook verder gelegen percelen mee in het agrotouristisch project betrokken kunnen worden. Dit wordt in de discussie nader toegelicht.

**Tabel 3. Vergelijking van de geaggregeerde culturele baten gebaseerd op de clusters afzonderlijk of op het gebied als geheel.**

Culturele diensten	Individuele clusters	Studiegebied
Extensief vs. IntensiefMAX	6 911	55 925
Extensief vs. IntensiefMIN	3 318	25 014

## 2.4 Evaluatie en discussie van de analyse

### Scenario's

In deze gevalstudie wordt een landbouwproductiemodel geanalyseerd waarbinnen veeveelt en natuurbeheer gecombineerd worden. Er wordt hierbij effectief gebruik gemaakt van ruimten die vanuit landbouwwoogpunt 'marginaal' zijn. We vergelijken de output aan ESD onder verschillende normatieve scenario's van landgebruik, waarbij we het actuele bedrijfsmodel afwegen tegen meer conventionele modellen. De resultaten illustreren hoe optimaal landgebruik vanuit een maatschappelijk perspectief afhankelijk is van zowel biofysische beperkingen als van de ruimtelijke en socio-economische context. In het

beschouwde landschap voorziet het 'extensieve' bedrijfsmodel in de hoogste maatschappelijke baten (i.e. het hoogste geaggregeerde niveau aan geleverde ESD). Vergelijken we echter met een hoekoplossing die de heersende biofysische beperkingen niet in rekening brengt (het IntensiefMAX scenario), zien we dat de verschillen gevoelig kleiner worden, en dat de productiemeerwaarde dominant kan worden. Terwijl IntensiefMAX niet realistisch is binnen het sudiegebied, kan het binnen een andere ruimtelijke biofysische context, binnen hetzelfde deelbekken, wel realistisch zijn en dus geprefereerd worden. Aldus kan in sommige gebieden 'verweven' als landgebruikstrategie beter zijn dan 'scheiden', terwijl in een andere context het omgekeerde kan gelden.

De ruimtelijke en socio-economische context speelt dus een belangrijke rol. De waardering van regulerende en culturele ESD is erg afhankelijk van de lokale en regionale bevolkingsdichtheden en de ruimtelijke vraag naar, en dus ook waardering van, recreatieve baten en landschappelijke kwaliteit. De waardering van culturele baten is bovendien afhankelijk van de totale gebiedsoppervlakte, en kleinere ruimtes worden enkel gewaardeerd door wie in de onmiddellijke nabijheid leeft. Op die manier kan, in een andere ruimtelijke en socio-economische context, de maatschappelijk 'optimale' landgebruiksstrategie heel anders zijn.

Gezien er in de analyse een vergelijk gemaakt wordt tussen feitelijke en hypothetische scenario's, moet de interpretatie van de resultaten met de nodige zorg gebeuren. Bij het formuleren van de hypothetische scenario's dienden enkele aannames gemaakt te worden. De nadruk ligt op de relatieve vergelijking van de scenario's met het oog op het toetsen en verfijnen van de achterliggende analytische methodiek, en nadrukkelijk niet op een absolute waardering van de scenario's.

## **Bedrijfsmodel**

Het beschouwde bedrijfsmodel co-evolueert in respons op natuurbeheersmaatregelen die op zich courant gehanteerd worden in Vlaanderen, in een context van ecosystemen die geconfronteerd worden met hoge nutriëntladingen, wat leidt tot een dominantie van een beperkt aantal generalistische soorten. Door middel van maaien en begrazing worden nutriënten uit het systeem verwijderd en wordt structuurdiversiteit gecreëerd, waardoor specialistische soorten meer kansen krijgen en de biodiversiteit kan toenemen. Deze beheersvormen moeten minsten de influx aan nutriënten compenseren, maar vanuit een floristisch oogpunt is het wenselijk dat de totale nutriëntlading in het systeem daaft.

Op het eerste zich resulteert dit in een 'productieparadox', waarbij de biodiversiteitsdoelen in conflict zijn met de productiedoelen. Terwijl de eerste profiteert van de extractie van nutriënten uit het systeem (als biomassa of vlees), gaat de netto productiviteit hier op termijn onder lijden. Verschillende maatregelen zoals diversificatie binnen het bedrijf met het oog op een validering van de lokale biodiversiteit (vb. inkomsten uit agrotourisme), en compensaties voor de voorziening van positieve externaliteiten (vb. in de vorm van subsidies) kunnen bijdragen om deze paradox op te heffen.

Hoewel het extensieve scenario op het vlak van maatschappelijke baten beter presteert dan het intensieve scenario, is de economische leefbaarheid van dit model relatief beperkt. Immers, de meeste baten die door het bedrijf geleverd worden niet door de markt gewaardeerd. Het zijn positieve externaliteiten. Hieraan wordt ten dele tegemoet gekomen door middel van subsidies. De afhankelijkheid van het bedrijf van deze externe financiële input verhoogt de kwetsbaarheid ervan. De vergelijking van de geleverde ESD illustreert hoe deze financiële steun verantwoord kan worden vanuit een maatschappelijk perspectief.

Naast deze financiële input wordt het ontwikkelingspad van het casebedrijf ook bepaald door strategieën om de geleverde positieve externaliteiten te internaliseren. Een aspect hiervan is het valoriseren van de lokale biodiversiteit door middel van ecotourisme. Daarnaast illustreert deze case het potentieel van de gebruikte en zeldzame rustieke rassen. Het behoud, ontwikkeling en gebruik van dit genetisch potentieel geeft het casebedrijf belangrijke vrijheidsgraden voor ontwikkeling. Zo zorgt de relatief hogere vleesaanwas (in vergelijking

met andere rassen die in natuurbeheer worden ingezet) voor een belangrijke financiële meeropbrengst van de productie. Dit inzicht is in het bijzonder relevant als illustratie van het potentieel van lowtech agro-ecologische innovaties. In het algemeen krijgen dit soort agro-ecologische innovaties binnen landbouwonderzoek veel minder aandacht dan innovaties in de genetica. Men kan spreken van een lock-in, waarbij de nadruk op hightech innoveren dominant is over lowtech innoveren (Vanloqueren & Baret 2009; Vanloqueren & Baret 2008). Door conservering van zeldzame rassen behoudt men vrijheidsgraden om in te spleen op plaatselijke opportuiniten.

### **Ruimtelijke interacties**

Colding wijst op de relevantie van complementair en supplementair landgebruik voor ruimtelijke planning (Colding 2007). Afhankelijk van de beschouwde ESD, kunnen we verschillende complementariteiten herkennen in het landschap. De aanwezigheid van intensiever landgebruik in de onmiddellijk omgeving heeft een positief effect op de productiviteit van extensievere graslanden door depositie van nutriënten. Dit is echter ongewenst vanuit het perspectief van lokale biodiversiteitsdoelen. Anderzijds kunnen de extensieve percelen een bufferende rol voorzien voor het plaatselijk oppervlaktewatersysteem. Dit soort synergieën zijn terug te vinden op verschillende schaalniveaus: tussen meer en minder intensief gebruikte percelen binnen de boerderij, of tussen meer en minder intensieve landbouwbedrijven binnen het deelbekken. De aanwezigheid van bewoning in de nabije omgeving creëert dan weer opportuiniten voor de validering van biodiversiteit, zelfs wanneer het om kleine oppervlaktes gaat.

Daarnaast is het ook van belang om de ondersteunende diensten die uitgaan van biodiversiteit te erkennen. Het gaat dan om ESD zoals plaagcontrole, waterzuivering en nutriëntenkringloop.

### **Aggregatie**

Voor de waardering van ESD werd de methodiek van de Natuurwaardeverkenner gehanteerd, met uitzondering van de productiewaarde onder het extensief scenario. Deze tool maakt gebruik van waarde-transferfuncties om de monetaire waarde in te schatten van ESD geleverd door bioproductieve ruimten. Deze functies houden een afweging tussen gebruiksgemak en representativiteit in: ze zijn relatief eenvoudig toe te passen, maar daardoor zijn ze ook in staat de specifieke nuances van een concreet casegebied over het hoofd te zien. Dit werd duidelijk bij het begroten van de toegevoegde productiewaarde in het extensief scenario. De output zoals berekend door de verkenner was lager dan de werkelijke output. Het casebedrijf slaagt er immers in om productiemeerwaarde te realiseren op percelen die relatief nutriëntenarm zijn. Vlees van rustieke rassen is niet steeds geschikt voor de conventionele vleesmarkt, en vergt vaak 'alternatieve' markten, waarbinnen andere kwaliteitscriteria worden gehanteerd (vb. duurzaamheid, smaak, streekproductie, ecologische productie, ...) (Bedoin & Kristensen 2013). Het casebedrijf slaagt erin dit vlees te vermarkten door middel van hoeveerverkoop. Hierbij zorgt een samenwerkingsverband met andere lokale producenten van bioproducten voor de nodige diversiteit in het aanbod.

Ook voor andere ESD bestaat de mogelijkheid dat de gebruikte waarderingstechniek onvoldoende rekening houdt met plaatselijke condities. Dit onderstreept de noodzaak voor een verdere ontwikkeling van dit soort technieken met het oog op een meer robuuste tool. In dit opzicht is de recente evaluatie van ecosysteemdiensten door het INBO in het kader van NARA-T erg interessant. Hierin wordt voor het eerst een uitgebreide, ruimtelijk expliciete evaluatie gemaakt van de toestand en trends van verschillende ecosysteemdiensten in Vlaanderen. De oefening is gebiedsdekkend uitgevoerd en omvat 16 ESD, waaronder de producerende diensten voedselproductie, houtproductie en productie van energiegewassen; de regulerende diensten bestuiving en plaagbeheersing, en de culturele dienst groene ruimte voor buitenactiviteiten. Deze dataset kan zich lenen voor modelmatige evaluaties op regionale schaal.

## 2.5 Conclusies

De onderzochte case illustreert hoe een analyse op basis van het ESD concept een bijdrage kan leveren voor ruimtelijke planning. Integratie van verschillende ESD op een ruimtelijk expliciete manier levert een meer genuanceerd beeld op van hoe de maatschappelijke meerwaarde van verschillende landgebruiken zich onderling verhouden.

In een context waarbij de druk op de overgebleven open ruimte nog toeneemt, ontstaat gemakkelijk een polarisatie tussen verschillende landgebruiken, en tussen uiteenlopende diensten. De sectorale visie op ruimte die hieruit voortkomt, is een logische defensieve respons, maar kan ten koste gaan van opportuniteiten tot verweving, en van opportuniteiten om een meerwaarde te creëren door gebruik te maken van ruimtelijke complementariteiten. Er is een toenemend bewustzijn dat het ene landgebruik diensten kan opleveren voor het aanliggende landgebruik.

Het is geen verrassing in het kleinschalige landschap, dat de inspanningen om voedselproductie met natuurbehoud te combineren voornamelijk gericht zijn op 'land delen'-strategieën (eng. *land sharing*). Een goed voorbeeld hiervan zijn de maatregelen op basis van beheersovereenkomsten. Deze strategie om ruimte te delen staat in contrast met de benadering om uiteenlopende diensten net ruimtelijk te scheiden (eng. *land sparing*). Het succes van de ene dan wel de andere strategie is context-afhankelijk. Hoewel land delen in de context van Vlaanderen het meest voor de hand ligt, is deze strategie niet altijd in staat om de beoogde resultaten te halen, en lijken de baten van beheersovereenkomsten voor de biodiversiteit vaak beperkt te zijn (Balmford et al. 2012; Kleijn et al. 2001; Kleijn et al. 2011; Couvillon et al. 2014). Zoals vaak ligt het maatschappelijk optimale ontwikkelingspad ergens tussen deze extremen, en is het meer een kwestie van ruimtes te scheiden waar het moet, en te delen waar het kan.

Het modelleren en aggregeren van ESD geleverd door bioproductieve ruimtes kan gebruikt worden om een analytisch kader te scheppen om deze afwegingen te maken met het oog op een maximalisering van de geleverde diensten op landschapsniveau. De gevalstudie die in dit hoofdstuk besproken wordt is hier een preliminaire demonstratie van. De resultaten tonen hoe de optimale strategie contextafhankelijk is. We tonen aan hoe een agro-ecologisch systeem *ceteris paribus* een hogere productiviteit aan ESD kan leveren dan meer conventionele intensieve systemen.

Begrazing als beheersoptie voor halfnatuurlijke gebieden wint aan populariteit in Europa, en wordt actief aangemoedigd vanuit zowel de zijde van de natuurbeheerders, als binnen vb. de nieuwe GLB. Hoewel de meeste veetelers weinig interesse hebben in voedselarme of natte graslanden, neemt samenwerking in het kader van natuurbeheer toch toe. Weinig is echter geweten over de bedrijfsmodellen die opkomen in deze halfnatuurlijke ruimtes. Schröter et al. wijzen voor natuurgebieden onder veranderende regimes op het risico voor een conservatieve reflex. In tijden van hoge dynamiek pleiten zij voor een eerder flexibel beheer (en beleid) (Schröter et al. 2005). De uitdaging daarbij is het vergroten van de beslissingsruimte zonder de heersende drukfactoren op het systeem vrij spel te geven.

De integratie van landbouwproductie in globale markten, in een context van klimaatverandering en volatiele energiemarkten, kan het belang van lokale voedselproductiesystemen wijzigen. Vanuit dit perspectief is het behoud van een zekere graad van zelfvoorziening in voedsel en biomassa, of van het potentieel daarvoor, een belangrijke ruimtelijke veerkrachtcomponent (Malucelli et al. 2014).

Deze inzichten katalyseren het bewustwordingsproces dat bioproductieve ruimtes veerkrachtig moeten zijn. Ze moeten met andere woorden in staat zijn om de nodige ESD te leveren, ook wanneer het systeem onderhevig is aan schokken of verschuivingen. Schokken in globale voedsel- en energiesystemen, al dan niet ten gevolge van klimaatwijziging, populatiedruk of sociale bewustwording, hebben een invloed op de vraag naar, en dus ook op

de waardering van, ESD geleverd door de bioproductieve ruimte. Veerkrachtige productiesystemen organiseren zich zo, dat het geleverd niveau van bepaalde ESD zich kan afstemmen op de behoefte, en dit in respons op, of zelfs pro-actief op schokken. Op die manier levert de analytisch methodiek hier voorgesteld een bijdrage aan de evaluatie van de ruimtelijke veerkracht voor verschillende landgebruikstrategieën.



## 3 Gevalstudie: Het tuincomplex

### 3.1 Context en relevantie

Er is een toenemende aandacht voor voedselproductiemodellen die zich buiten de conventionele landbouwpraktijk of het traditionele landbouwareaal situeren. Een voorbeeld is de hernieuwde aandacht voor stadslandbouw, CSA, daktuinproductie, en dergelijk meer. Deze aandacht gaat echter in grote mate voorbij aan de eigen tuin (Madaleno 2000; Taylor & Lovell 2012), niettegenstaande dat deze multifunctionele dagelijkse leefruimtes zeer interessante perspectieven bieden voor voedselproductie.

Tuinen kunnen gezien worden als zeer adaptieve en toegankelijke ruimtes voor voedselproductie wereldwijd, met een potentieel om een bijdrage te leveren voor de voedselzekerheid van huishoudens, en om hun kwetsbaarheid te reduceren (Barthel & Isendahl 2013; Buchmann 2009). Niet enkel wordt het potentieel van de tuin naar voedselproductie toe te weinig gewaardeerd (Dewaelheyns et al. 2013a; Dewaelheyns et al. 2014), ook het potentieel om andere diensten te leveren, waaronder ecosysteemdiensten (ESD), wordt systematisch ondergewaardeerd.

Tuinen zijn in het bijzonder interessant in een stedelijke of peri-urbane context, waar ze een aanzienlijk deel van de ruimte uitmaken (Dewaelheyns et al. 2014). In urbane en residentiële gebieden in de UK beslaan tuinen gemiddeld 22% (Gaston et al. 2005; Loram et al. 2007; Tratalos et al. 2007), en 46% in residentiële gebieden in Nieuw-Zeeland (Mathieu et al. 2007). Aangezien tuinen aanwezig zijn in de gehele urbaan-rurale gradient, zijn ze ook relevant op het platteland (Marco et al. 2008). Met een toenemende verstedelijking, stijgt wereldwijd ook het ruimtelijk aandeel van tuinen, zowel bij geplande als ongeplande verstedelijkingsprocessen (Dewaelheyns et al. 2014). De tuin kan gezien worden als een bij uitstek geschikte case voor de analyse van complexe sociaal-ecologische systemen in een kleinschalige, versnipperde ruimte (Baker & Harris 2007).

#### 3.1.1 Definities

Een tuin wordt hier gedefinieerd als het residentieel perceel met uitzondering van de geassocieerde woning. Het perceel kan in eigendom zijn of gehuurd. Tuinen, geassocieerd met woningen van landbouwers worden meegerekend. Kleine serres die niet bestemd zijn voor commerciële productie worden bij de tuin gerekend.

Niet bij de tuin gerekend zijn alle oppervlakten in professioneel (landbouw)gebruik, opslagplaatsen voor bouwmaterialen of afval (Dewaelheyns et al. 2013a), en bospercelen. Daarnaast zijn tuinen die niet rechtstreeks aan een woning gelinkt zijn, niet inbegrepen. Voorbeelden hiervan zijn geïsoleerde tuinen in landbouwgebied (Dewaelheyns et al. 2014), en volkstuintjes. In Vlaanderen beslaat het totaal aan volkstuinten minder dan 200 ha (Allaert & Leinfelder 2007), in vergelijking met zo'n 110.000 ha aan tuinen is dat een beperkt oppervlakte-aandeel (Dewaelheyns et al. 2014).

#### 3.1.2 Voedselproductie in tuinen, een oproep to her-evaluatie

Doorheen de geschiedenis heft voedselproductie deel uitgemaakt van tuinen en tuinieren wereldwijd, zowel in ontwikkelingslanden (vb. Pandey et al. 2007; Siviero et al. 2011; Alayon-Gamboa & Gurri-Garcia 2008) als elders (vb. Reyes-García, Aceituno, et al. 2012; Taylor & Lovell 2013). Gezien deze productie vaak gepaard gaat met een breed gamma aan andere diensten en functies, hebben tuinen in regel een uitgesproken multifunctioneel karakter. Tussen twee of meerdere functies kunnen trade-offs plaatsvinden, en ook

complementariteiten kunnen plaatsvinden (Stoorvogel et al. 2004), zij het doorgaans op een kleinere schaal als deze beschreven in het vorige hoofdstuk.

Een tuin krijgt vorm vanuit een sterk interactie tussen de mens en omgeving (vb. Cook et al. 2012; Martin et al. 2004). Tuinen kunnen dus beschouwd worden als sociaal-ecologisch systeem (vb. Barthel et al. 2010; Cook et al. 2012), met de tuinier als fundamentele beslissingsmaker (Cook et al. 2012). Deze beslissingen worden beïnvloed door verschillende drijvers en beperkingen, hetzij vanuit het individu of het huishouden, of vanuit de omgeving (vb. vanuit cultuur, waarden, normen, idealen, voorkeuren en geloofsovertuiging (Kurz & Baudains 2010; Cook et al. 2012; Stern 2000)), of opgelegd door de biofysische context (vb. klimaat, bodem, waterhuishouding, ecologie (Kaye et al. 2006; Kurz & Baudains 2010) en sociale context (vb. inkomen, informele instituten, etc. (Nassauer et al. 2009; Colding & Folke 2012)). De beslissing om voedsel te produceren in de tuin en het corresponderende beheer van de ruimte (vb. organisch of eerder conventioneel) maken deel uit van dit sociaal-ecologisch systeem.

Ondanks hun globale voorkomen krijgen tuinen slechts sinds kort terug meer aandacht van beleidsmakers (Ghosh 2012), bijvoorbeeld in planning voor lokale voedselsystemen (Martinez et al. 2010) en onderzoek (vb. (Kortright & Wakefield 2011; WinklerPrins 2002; Taylor & Lovell 2013)). Enkele recente studies, voornamelijk vanuit de VS, gebruiken scenario's om de bijdrage van private gronden en residentiële tuinen tot de totale voedselproductieoppervlakte en de noden te begroten (Taylor & Lovell 2012; McClintock et al. 2013; Grewal & Grewal 2012). Andere studies kijken dan weer naar zelfvoorziening met een verkenning van individuele motivaties en beperkingen of restricties vanuit het beleid (Jehlička et al. 2012; Smith & Jehlička 2013; Alber & Kohler 2014). De bijdrage van tuinen aan totale voedselproductie blijkt moeilijk te begroten, wat kan verklaren waarom ze zo vaak ongekend blijft (Niñez 1987; Martinez et al. 2010; Kortright & Wakefield 2011). Het gebrek aan gegevens en monitoring worden aangehaald als de voornaamste oorzaken voor deze lacune. Het private karakter (Kortright & Wakefield 2011; Phillips et al. 2008) en grote variatie in verschijningsvormen, ook op het vlak van gebruik en beheer (Niñez 1987; Dewaelheyens et al. 2013b; Van Delm & Gulincx 2011) bemoeilijken het onderzoek. Vanuit deze inzichten rijst de vraag hoe om te gaan met de combinatie van complexiteit en gebrek aan gegevens wanneer we inzicht willen krijgen in de rol van tuinen binnen voedselsystemen.

### 3.1.3 Doelstelling en benadering van het onderzoek

In dit hoofdstuk willen we een stap verder zetten naar een beter inzicht in het voedselproductiepotentieel van tuinen, en de motivaties van het huishouden om ruimte en tijd aan voedselproductie in eigen tuin te besteden. Hiertoe ontwikkelen we een methodologisch raamwerk dat in staat is de meest relevante variabelen en hun interacties te vatten op huishoudniveau. De benadering vertrekt vanuit het ruimtelijk perspectief, en relateert de ruimtelijke en temporele expressies van beslissingen genomen bij het tuinbeheer, met de voorkeuren van het huishouden. Aangezien de allocatie van ruimte eenvoudiger te meten is dan deze van tijd, denken we dat de ruimtelijke benadering de meest aangewezen is om een robuuste analyse op te bouwen. Door middel van een economische modelmatige benadering ontwikkelen we een functie die trade-offs en synergieën van ruimtegebruik en tijdsbesteding besteed aan voedselproductie en andere functie in de tuin, kan vatten.

Om het model te voeden, zijn gegevens verzameld omtrent voedselproductie in tuinen. Het gaat hierbij om kwalitatieve en kwantitatieve data. Door beide te combineren menen we essentiële inzichten te verwerven in de huidige staat van voedselproductie, de relaties tussen ruimtegebruik en tijdsbesteding, en de onderliggende motivaties. Vanuit deze inzichten werden de fundamenten van het model vormgegeven. Ook hier verkennen we hoekoplossingen, waarin gekeken wordt naar extremen, en waarbij deze gerelateerd worden aan bepaalde restricties. De analyse van hoekoplossingen resulteert in een afbakening van de vrijheidsgraden die er zijn in de beslissingsruimte van een huishouden over hun tuin. Van hieruit kan gedacht worden over de adaptieve capaciteit van tuinen op huishoudniveau, i.e.

dus de potentiële veerkrachtcomponent die uitgaat van de Vlaamse tuin. Het model moet voor beleidsmakers de in rekening brengen van voedselproductie in de tuin binnen adaptieve voedselstrategieën, faciliteren. Daarnaast levert het ook inzichten in de mogelijke ontwikkelingspaden om vanuit het geheel aan tuinen bepaalde beleidsdoelen te realiseren.

## 3.2 Economisch model en hypothesen

We hanteren een theoretisch economische benadering (vb. Vranken & Swinnen 2006; Chen & Wang 2013) om een model te ontwikkelen dat de trade-offs en synergieën van ruimtegebruik en tijdsbesteding tussen voedselproductie en andere diensten in de tuin, kan vatten. In de rest van dit hoofdstuk beperken we ons, wanneer we verwijzen naar 'voedsel', tot groenten en fruit. Op dezelfde manier bedoelen we, wanneer we verwijzen naar het aandeel van de eigen tuinproductie in de totale consumptie van het huishouden, het relatieve aandeel aan groenten en fruit. We wijzen erop dat het model in ontwikkeling is, en dat het kan uitgebreid worden met bijkomende variabelen.

In de volgende sectie bouwen we stap voor stap het model op. We introduceren elke individuele variabele, en plaatsen het in het economisch model. Daarna bespreken we enkele beperkende randvoorwaarden, en bouwen we deze in. We wijzen op de onderliggende aannames en onderbouwen deze. Tot slot beschouwen we enkele hypothesen rond trade-offs die zich voorzoen in de tuin, tussen de beschikbare oppervlakte, de beschikbare tijd, en gestuurd door de voorkeuren van het huishouden.

### 3.2.1 Voornaamste variabelen in het model

We introduceren vijf hoofdvariabelen: tijd ( $t$ ), oppervlakte ( $L$ ), geconsumeerde productie ( $C$ ), nut ( $U$ ) en input ( $z$ ). Elk van deze hoofdvariabelen kan opgedeeld worden in meerdere componenten. Hun onderlinge relaties worden beschreven vanuit het perspectief van voedselproductie in tuinen op het niveau van het huishouden.

De totale **tuinoppervlakte** beschikbaar voor een huishouden  $\bar{L}$  kan aangewend worden voor voedselproductie of voor andere, niet-voedselgerelateerde activiteiten en diensten. De oppervlakte toegewezen aan voedselproductie noemen we  $L_h$ , en  $L_o$  is de oppervlakte van de tuin die gebruikt wordt voor alle andere activiteiten. Voor de eenvoud hanteren we het uitgangspunt dat deze vormen van gebruik ruimtelijk duidelijk te onderscheiden zijn. Meer ambigue vormen van ruimtegebruik, waarbij bijvoorbeeld de ruimte gebruikt voor voedselproductie een duidelijk nevenfunctie heeft (vb. recreatief, esthetisch, ...), moeten worden ingewerkt in een volgende ontwikkelingsfase van het model.

$$\bar{L} = L_o + L_h$$

De totale **beschikbare tijd** van een huishouden wordt weergegeven door de variabele  $\bar{T}$ . Binnen het ontwerpmodel omvat deze totale beschikbare tijd zowel tijd die besteed wordt aan het produceren van voedsel in de eigen tuin  $t_h$ , tijd besteed aan het verdienen van een inkomen  $t_w$ , en tijd die beschikbaar is voor alle activiteiten die niet gerelateerd zijn aan het voorgaande  $t_o$  (vb. tijd besteed aan ontspanning, huishoudelijke taken, sociale activiteiten, etc...).

$$\bar{T} = t_w + t_h + t_o$$

Het **kapitaal** van een huishouden bestaat uit bezittingen  $M$  (vb. spaargeld, aandelen, vastgoed, ...) en inkomen als een factor van loon  $w$  en tijd  $t_w$ .

De **totale voedselconsumptie**  $C$  voor een huishouden omvat voedsel afkomstig van de markt (in algemene termen)  $c_1$ , en desgevallend ook voedsel afkomstig uit de tuin, verder 'eigen productie' genoemd  $c_2$ . Er wordt voorlopig uitgegaan van de veronderstelling dat deze twee bronnen de totale consumptie uitmaken. We merken nogmaals op dat het hier enkel gaat om groenten en fruit. De eigen productie kan in het model geïntroduceerd worden als het verschil tussen totale productie  $C$  en consumptie van voedsel van de markt  $c_1$ . Wanneer een huishouden volledig zelfbedruipend is vanuit de eigen productie, is  $c_1$  gelijk aan 0, gezien er geen bijkomend voedsel aangekocht dient te worden op de markt. Analoog hieraan, wanneer een huishouden voor voedselvoorziening volledig afhankelijk is van de markt, is er geen eigen productie en is  $c_2$  gelijk aan 0.

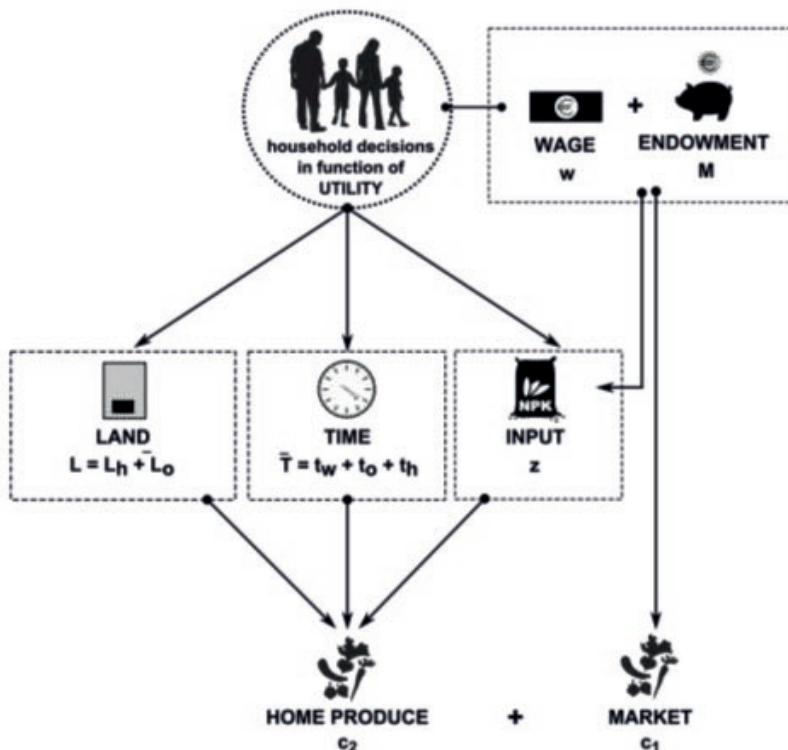
$$C = c_1 + c_2$$

$$c_1 = C - c_2$$

Tot slot definiëren we 'nut'  $U$  (eng. *utility*) hier als het geheel aan materiële en niet-materiële baten die een huishouden kan genieten door de tuin. Het nut  $U$  van een huishouden dat beschikt over een tuin is functie van de eigen productie geconsumeerd door dat huishouden, en van de overgebleven tijd en ruimte voor andere activiteiten en diensten to en  $L_o$ . Met andere woorden, de voorkeuren van het huishouden zijn afhankelijk van factoren als consumptie, en trade-offs van ruimtegebruik en tijdsbesteding met andere diensten die door de tuin geleverd kunnen worden.

$$U(c_1, c_2, t_o, L_o)$$

Een overzicht van de hoofdvariabelen wordt gegeven in Figuur 15.



Figuur 15. Overzicht van de voornaamste modelvariabelen.

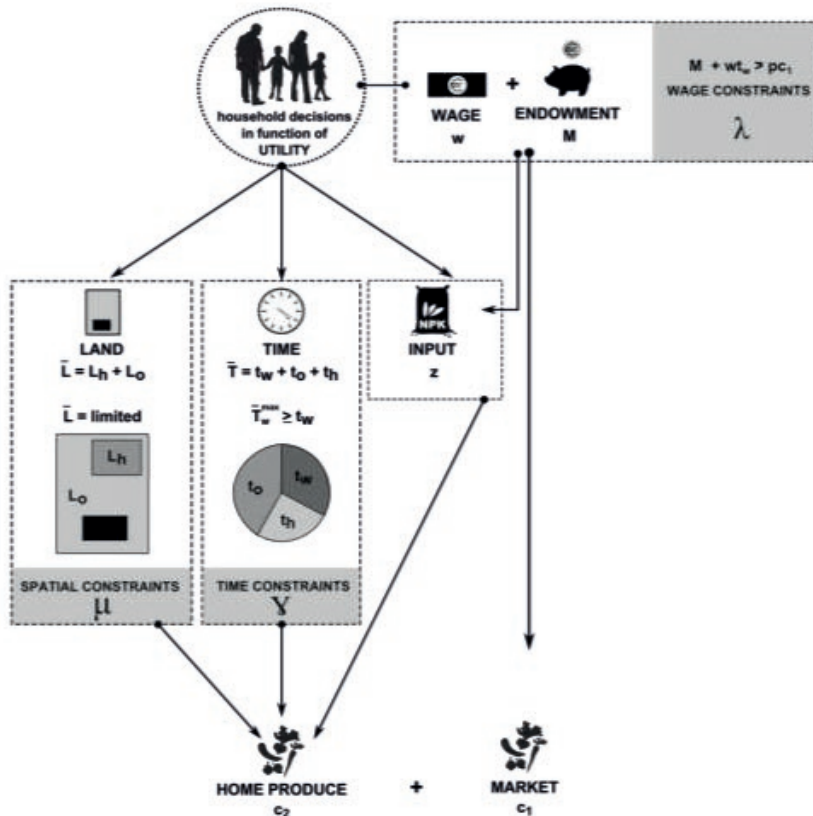
### 3.2.2 Beperkingen

Een volgende stap in de opbouw van het model is het formuleren van beperkingen. Tijd is beperkt, waardoor de leden van het huishouden de beschikbare tijd  $T$  moeten opdelen tussen tijd besteed aan het verdienen van een inkomen  $t_w$ , tijd besteed aan andere activiteiten  $t_o$ , en tijd besteed aan het produceren van voedsel in de tuin  $t_h$ . De tijd die besteed wordt aan het verdienen van een inkomen  $t_w$  kan uitgedrukt worden als de totaal beschikbare tijd minus de de tijd besteed aan voedselproductie en andere activiteiten. De tijd die gespendeerd kan worden aan het verwerven van een inkomen is gelimiteerd. Er zit immers een beperking op de werkgelegenheid. Ook is veen individu de totale beschikbare tijd gelimiteerd tot 24 u/dag, en voor een huishouden tot 24 u/dag maal het aantal actieve leden.

$$t_w = T - t_h - t_o$$

$$\bar{T}_w$$

Ook de beschikbare oppervlakte  $\bar{L}$  is beperkt. De meeste individuele tuinen zijn relatief klein. In het Verenigd Koninkrijk, meer bepaald in de steden Edinburgh, Belfast, Leicester, Oxford en Cardiff, vormen tuinen met een oppervlakte tussen 200 m<sup>2</sup> en 400 m<sup>2</sup> tussen 28 % en 47 % van de totale tuinoppervlakte (Loram et al. 2007). In Vlaanderen heeft ongeveer 30 % van de tuinen een oppervlakte tussen 250 m<sup>2</sup> en 500 m<sup>2</sup> (Dewaelheyns et al. 2014). De tuingrootte is bepalend voor de oppervlakte die elk huishouden ter beschikking heeft voor hetzij eigen productie, hetzij het leveren van andere diensten. Binnen het model komt dit neer op een allocatie van oppervlakte naar  $L_h$  of  $L_o$ . Voor de eenvoud nemen we voorlopig aan dat beide elkaar wederzijds uitsluiten. Een overzicht van deze beperkingen wordt gegeven in Figuur 16.



Figuur 16. Overzicht van de hoofdvariabelen en de respectievelijke beperkingen die ze opleggen binnen het model.

Naast een investering van oppervlakte en tijd, vergt voedselproductie in tuinen ook een materiële investering (z). Deze input wordt gedefinieerd als de geaggregeerde kost voor zaaigoed, planten, meststoffen, bestrijdingsmiddelen, gereedschap, materialen, en dergelijke meer. Met dit in gedachten, kan de eigen productie beschouwd worden als functie van de oppervlakte  $L_h$  en tijd  $t_h$ , en daarnaast ook van inputfactor z.

$$c_2(L_h, t_h, z)$$

Een laatste beperking wordt bepaald met de aanname dat het budget van het huishouden dat aan de aankoop van voedsel van de markt gespendeerd wordt, niet hoger mag zijn dan de som van de bezittingen M en het inkomen als product van loon w en tijd  $t_w$ .

$$\begin{aligned} M + w[T - t_h - t_o] &\geq pc_1 \\ M + w[T - t_h - t_o] &\geq pC - pc_2(L_h, t_h, z) \end{aligned}$$

### 3.2.3 Relaties tussen de modelvariabelen

Dit modelontwerp moet de keuzemogelijkheden voor huishoudens vatten, wanneer ze geconfronteerd worden met de vraag 'of' en 'hoeveel' ruimte en tijd ze willen besteden aan de eigen voedselproductie. In economische termen spreken we van een keuzeprobleem voor de consument-producent, dat uitgedrukt kan worden als de maximalisatie van een nutsfunctie die onderworpen is aan enkele beperkingen. Wanneer we willen begrijpen hoe deze beperkingen een invloed hebben op de beslissingen omtrent voedselproductie die door het huishouden genomen worden, moeten we dit beperkt maximalisatieprobleem oplossen. We gebruiken hiervoor de Lagrange-multiplicator methode, een algemeen toegepaste benadering die in staat stelt de beperkingen in een maximalisatieprobleem in te passen alvorens het op te lossen (Chiang 1984). Door deze mathematische benadering te gebruiken wordt vermeden dat de beperkingen expliciet opgelost en gebruikt moeten worden om variabelen te elimineren, iets wat mathematisch erg complex kan worden. Op die manier wordt het maximalisatieprobleem geherformuleerd naar een vorm die als een vrij maximalisatie-probleem kan beschouwd worden, en kan opgelost worden met behulp van eenvoudige afgeleiden. De Lagrange multiplicator zelf kent een economische interpretatie als het marginale nut geassocieerd met de geformuleerde beperkingen. Het marginaal nut wordt op zich geïnterpreteerd als de meerwaarde die een toename in de consumptie van een goed kan bieden.

De Lagrangevorm van de nutsfunctie omvat de functie zelf en de beperkingen op kapitaal, oppervlakte en tijd, welke vermenigvuldigd worden met de respectievelijke Lagrange multiplicatoren  $\lambda$ ,  $\mu$  en  $\gamma$ . Deze multiplicatoren vertegenwoordigen kapitaalrestricties ( $\lambda$ ), oppervlakterestricties ( $\mu$ ), en voor tijdsrestricties ( $\gamma$ ).

$$U(C, t_o, L_o) + \lambda[M + w[T - t_h - t_o] \geq pC - pc_2(L_h, t_h, z)] + \mu[L \geq L_h + L_o] + \gamma[T_w^{max} \geq T - t_h - t_o]$$

Om dit beperkt maximalisatieprobleem te kunnen oplossen, wordt de Lagrange vorm van deze nutsfunctie afgeleid naar de respectievelijke multiplicatoren, en naar de voornaamste factoren van het model, nl. de oppervlakte en tijd besteed aan voedselproductie in de tuin,  $L_h$  en  $t_h$ . Op die manier bestaat de eerste-orde conditie van het vrije maximalisatieprobleem uit de volgende vijf vergelijkingen, ook wel eerste-orde condities genoemd:

1.  $Z_\lambda = M + w[\bar{T} - t_h - t_o] - pC + pc_2(L_h, t_h, z) = 0$
2.  $Z_\mu = \bar{L} - L_h - L_o$
3.  $Z_\gamma = \bar{T}_w^{max} - T + t_h + t_o$

$$4. \quad Z_{L_h} = \frac{\partial U}{\partial L_h} + \lambda p \frac{\partial c_2}{\partial L_h} - \mu = 0$$

$$5. \quad Z_{t_h} = \frac{\partial U}{\partial t_h} + \lambda \left[ -w + p \frac{\partial c_2}{\partial t_h} \right] + \gamma = 0$$

In de eerste eerste-orde conditie wordt de relatie verkend tussen inkomen en consumptie. Minder financiële middelen worden hierbij gerelateerd aan een algemeen lagere consumptie. De tweede en derde eerste-orde condities geven respectievelijk de temporele en ruimtelijke beperkingen weer.

De vierde eerste-orde conditie verkent de relatie tussen de allocatie van ruimte en de consumptie van voedsel door het huishouden, en kan als volgt geschreven worden:

$$\frac{\partial U}{\partial L_o} \frac{\partial L_o}{\partial L_h} \geq -\lambda p \frac{\partial c_2}{\partial L_h} + \mu$$

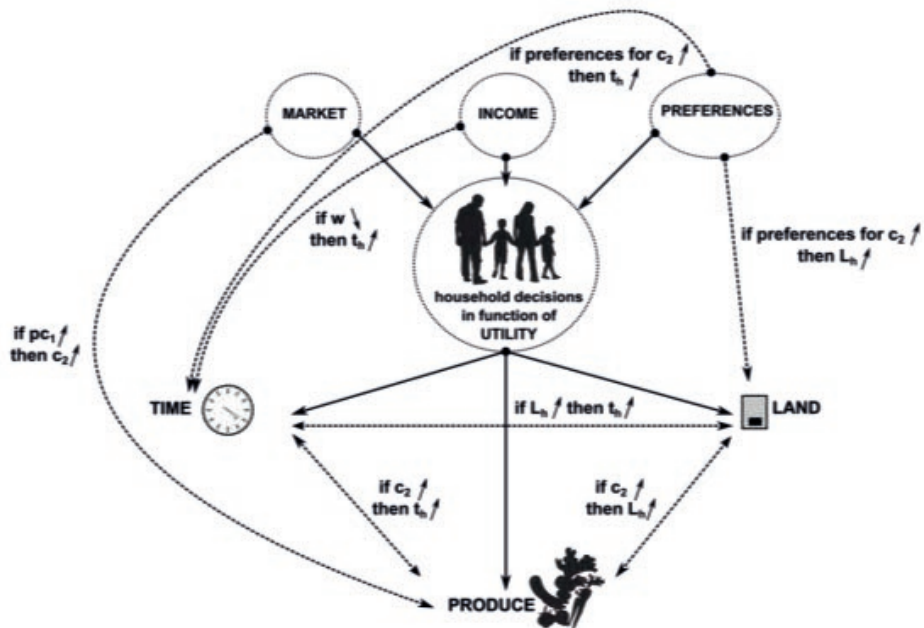
Deze vergelijking geeft weer hoe, volgens het model, een stijging van de voedselprijzen ( $p$ ) kan leiden tot het alloceren van bijkomende oppervlakte van de tuin aan voedselproductie. Hoe hoger de marktprijzen voor voedsel, hoe meer het loont om ruimte in de tuin vrij te maken voor eigen productie. In deze afweging speelt de voorkeur van een huishouden om ruimte te geven aan andere functies en diensten dan voedselproductie, welke een invloed heeft op de grootte en het teken van de term  $\partial U / \partial L_o$ , een belangrijke rol. Deze term is bijvoorbeeld positief wanneer een siertuin verkozen wordt boven een moestuin. De mate waarmee kapitaal en oppervlakte een beperking vormen in de tuin wordt weergegeven door  $\lambda$  en  $\mu$ , respectievelijk.

De vijfde eerste-orde conditie verkent de relatie tussen tijdsbesteding en de eigen voedselconsumptie, en kan als volgt geformuleerd worden:

$$\frac{\partial U}{\partial t_o} \frac{\partial t_o}{\partial t_h} \geq -\lambda \left[ -w + p \frac{\partial c_2}{\partial t_h} \right] - \gamma$$

Deze vergelijking vat hoe een afname van het inkomen (vb. door het wegvallen van een inkomen binnen het huishouden) een invloed kan hebben op de tijd die geïnvesteerd wordt in de eigen voedselproductie  $t_h$ . Omgekeerd kan iemand die een hoger inkomen verwerft, de beslissing nemen, of gedwongen zijn, om minder tijd te gaan investeren in het produceren van eigen voedsel. Bij deze afweging zijn de grootte en het teken van de term  $\partial U / \partial t_o$  indicatief voor de relatieve voorkeur voor het investeren van tijd in het moestuinieren. Analoog aan wat we leren uit de vierde eerste-orde conditie, zien we ook hier hoe toenemende voedselprijzen een stimulerend effect kunnen hebben op de tijd die geïnvesteerd wordt aan het produceren van eigen voedsel in de tuin. Op dit punt moet rekening gehouden worden met het gegeven dat  $t_h$  en  $L_h$  sterk met elkaar verbonden zijn. Immers, hoe groter de moestuin, hoe meer tijd het onderhoud ervan doorgaans vraagt. Maar ook hier kan het huishouden strategische keuzes maken. Wanneer er een behoefte is om de eigen voedselproductie op te drijven, kan de nadruk liggen op het uitbreiden van de moestuinoppervlakte  $L_h$  (wanneer tijdsrestricties  $\gamma$  meer bindend zijn), of het besteden van meer tijd  $t_h$  in de moestuin (wanneer ruimtelijke restricties  $\mu$  meer bindend zijn), of beide.





Figuur 17. Overzicht van de voornaamste modelvariabelen en hun onderlinge relaties.

### 3.2.4 Opschalen naar het tuincomplex

Het private en kleinschalige karakter van tuinen leidt tot het systematisch beschouwen ervan als individuele ruimtelijke 'entiteiten' (Dewaelheyns et al. 2014). Deze perceptie staat in de weg van een integrale benadering en waardering van de diensten die ze kunnen leveren. Het concept van het 'tuincomplex' omvat het geheel aan tuinen in een bepaald gebied als een overkoepelende landschapsstructuur (Bomans et al. 2011; Dewaelheyns et al. 2013a; Dewaelheyns et al. 2014).

Meer specifiek wordt het tuincomplex beschouwd als de somming van alle enkelvoudige tuinoppervlakten binnen een bepaald gebied. Vanuit een ruimtelijk oogpunt gaat het dan om het geheel aan individuele tuinen  $\sum_1^n L$ , wat meteen ook alle ruimte gealloceerd aan voedselproductie  $\sum_1^n L_h$  omvat, alsook alle ruimte gealloceerd aan andere functies en diensten  $\sum_1^n L_0$ .

Vanuit het oogpunt van productie, kan de eigen tuinproductie aan voedsel gesommeerd worden als  $\sum_1^n c_2$ . Op eenzelfde manier kan alle tijd die gependend wordt aan eigen productie worden gesommeerd als  $\sum_1^n t_h$ . Op die manier laat het tuincomplex als concept een eenvoudige opschaling toe. Hoewel het tuincomplex als geheel ( $\sum_1^n L$ ) een uitgebreide en deel geclusterde oppervlakte kan vormen, is de beslissingsruimte voor individuele huishoudens vaak strikt gebonden aan de fysische ruimte van de eigen grond  $L$ .





Figuur 18. Voorbeeld van een tuincomplex (oranje) in het casegebied Asbeek

### 3.3 Gegevens

Om het model verder te ontwikkelen worden gegevens verzameld over onder meer de ruimtelijke compositie, de voedselproductiviteit en beheerpraktijken binnen Vlaamse tuinen. De totnogtoe verzamelde data zijn zowel kwantitatief als kwalitatief, en voornamelijk –maar niet exclusief- afkomstig uit primaire databronnen. De gegevens werden verzameld voor Vlaanderen. Criteria zoals gehanteerd door de OECD en EUROSTAT beschouwen Vlaanderen voornamelijk als een peri-urbaan gebied, al strookt dat niet steeds met de gangbare perceptie (Lenders et al. 2005). Met een bedekkingsgraad van om en bij de 8%, maken tuinen een belangrijk deel uit van dit “peri-urbane” landschap. Tuinen zijn aanwezig doorheen de ganse gradiënt van stad naar platteland, en zijn steeds sterk verbonden met individuele huishoudens (Dewaelheyns et al. 2014).

Voedselproductie is in België één van de voornaamste drijfveren geweest achter het verstedelijkingsmodel van de éénsgezinswoning-met-tuin van de negentiende en twintigste eeuw (De Decker 2011a; De Decker 2011b). Dit model werd gezien (en gepromoot) als een belangrijk vangnet voor fasen van systemische industriële werkloosheid, aangezien het mensen in staat zou stellen om een kleine moestuin te onderhouden en op die manier te voorzien in (een deel van) hun dagelijkse behoefte aan groenten en fruit (Meert 2000; De Decker 2011a). Als het ware een vorm van sociaal-ecologische veerkracht *avant la lettre*. De ontwikkeling van volkstuinten in Vlaanderen kende een gelijkaardige motivatie (Segers & Hermans 2011). Op dit ogenblik is de beleidsmatige koppeling tussen de planning van voedselssystemen en het productiepotentieel in eigen tuin quasi niet bestaande in Vlaanderen.

#### 3.3.1 Kwantitatieve gegevens

De kwantitatieve gegevens worden gebruikt om de hypothesen van het model te illustreren, en om verschillende individuele variabelen van het model te evalueren. Tot een volledige doorrekening van het model komt het vooralsnog niet, gezien er nog enkele strategische datalacunes zijn. De hier gebruikte data werden deels verzameld door middel van een internetsurvey in het kader van een vorig onderzoek (Dewaelheyns & Gulinck 2008), en deels door middel van een nieuwe survey in Herent in 2014. In de survey van 2008 waren 47 van de 285 variabelen die werden bevraagd, specifiek gerelateerd aan voedselproductie. De

drop-out uit de survey was 38%, en 1.138 respondenten werden voor verdere analyse weerhouden. Ook werden meer gedetailleerde cijfers verzameld door Dewaelheyns in 2007 binnen de gemeente Herent. Hiertoe werden eerst wijken afgebakend door middel van een stratificatie (Mandana 2002; EPA 2002; Lauridsen 2004), gebaseerd op geografische data. Vervolgens werd binnen de afgebakende clusters een steekproef genomen van wijken (16 in totaal). Hier werden telken 50 brieven gepost met de vraag tot medewerking, wat uiteindelijk resulteerde in 25 tuinbezoeken en bijhorende enquêteringen.

Daarnaast werden recent enkele bijkomende enquêteringen uitgevoerd. Een eerste reeks in 2012 in twee wijken in Leuven (een centrumwijk en in een wijk in Heverlee), en in 2014 werden de tuinen van de vorige survey in Herent opnieuw bezocht, naast nog enkele bijkomende tuinen binnen dezelfde strata. In totaal werden in 2014 31 tuinen bezocht. Van deze tuinen waren er 20 ook in de survey van 2008 bezocht. De gebruikte methodologie was analoog aan deze van 2008, om vergelijking mogelijk te maken.

### 3.3.2 Kwalitatieve gegevens

Kwalitatieve data worden gebruikt om na te gaan in welke mate de verschillende beperkingen bindend zijn voor ruimtegebruik en tijdsbesteding aan eigen productie. Aan de andere kant werpen deze data reeds licht op het marginale nut van  $L_h$  en  $t_h$ . Tot slot leren we meer over de haalbaarheid en relevantie van de voorgestelde hoekoplossingen (zie verder). Voor deze dataset werd 37 respondenten geconsulteerd door Dewaelheyns, en ze omvat 21 gecodeerde interviews met respondenten uit het brede actieveld rond tuinen. De interviews zijn afgenomen tussen Juni 2013 en Januari 2014 en duurden elk ongeveer 1 uur. Daarnaast omvat de kwalitatieve dataset ook de resultaten van twee focusgroepen met private tuineigenaars, uitgevoerd in januari 2014.

De kwalitatieve data werden geanalyseerd volgens de 'grounded theory' benadering (Strauss & Corbin 1998), om tot categorieën en concepten te kunnen komen. Verschillende technieken werden toegepast om neutraliteit te verzekeren en bias te voorkomen (Strauss & Corbin 1998), waaronder triangulatie, een multi-staged proces, en collectieve analyse en validatie.

## 3.4 Empirische resultaten

### 3.4.1 Actuele voedselproductie in tuinen en aandeel in de consumptie van het huishouden

Eerst bekijken we voedselproductiecijfers voor tuinen in Vlaanderen (c2), gebaseerd op de resultaten van de internetenquête (Tabel 4). Moestuinen komen voor in 37 % van de beschouwde tuinen. Fruit is de meest voorkomende productiegroep, met een aanwezigheid in 51 % van de tuinen. Groenten en noten vormen de tweede en derde meest voorkomende productiegroep, respectievelijk. Voor slechts 28 % van de onderzochte tuinen is de voedselproductie  $c_2$  gelijk aan 0, wat wil zeggen dat een grote meerderheid van de tuinen in Vlaanderen een zekere vorm van nutritionele productiedienst leveren.

**Tabel 4. Voedselopbrengsten uit de tuin, gebaseerd op de resultaten van de internet survey (n=1138), in afgeronde cijfers**

Produce	Gardens with presence	Total quantity removed from the gardens
Vegetables	37 %	13 tonnes
Fruit	51 %	21 tonnes
Potatoes	20 %	1.7 tonnes
Nuts	31 %	3.4 tonnes
Eggs	25 %	69,100.00 pieces
Meat	5 %	808.00 kg

Fire wood	29 %	4,100 m <sup>3</sup>
No production	28 %	

Ook productiviteitscijfers werden berekend (Tabel 5). De gemiddelde moestuin kent een productiviteit van 1.310 kg groenten per hectare moestuin. Voor fruit was de gemeten productiviteit gemiddeld 216 kg fruit per hectare tuin. In 73 % van de onderzochte tuinen met voedselproductie was de eigen productie in hoofdzaak bestemd voor eigen gebruik. Eigen gebruik in combinatie met occasioneel uitdelen of verkomen aan andere huishoudens vindt plaats in 20 % van de beschouwde tuinen. Deze cijfers tonen aan dat de eigen productie in de eerste plaats bestemd is voor eigen gebruik.

**Tabel 5. Productiviteit van moestuinen (n=1138), afgerond.**

Produce	Productivity of vegetable gardens and poultry yard [unit/ha] (2007)	Extrapolation for Flanders (based on area of garden, vegetable garden or poultry yard)
<b>Vegetables</b>	1,310 kg/ha vegetable garden	11,251 tons
<b>Fruit</b>	216 kg/ha garden	25,896.47 tons
<b>Potatoes</b>	2,566 kg/ha vegetable garden	22,042.78 tons
<b>Nuts</b>	83.14 kg/ha garden	8.629 ton

Ten tweede beschouwen we de meer gedetailleerde resultaten van de tuinbezoeken in Herent (2007, Tabel 6). Een totaal van 664,5 kg groenten werd geproduceerd binnen de 25 beschouwde tuinen in Herent, wat overeenkomt met een productiviteit van 177,7 kg/ha tuin, en 2.292 kg/ha moestuin. Deze productiviteitscijfers zijn gebaseerd op de respondenten die aangaven hun productie te kunnen inschatten.

**Tabel 6. Productiviteit van moestuinen (n=25) gebaseerd op tuinbezoeken.**

Produce from the vegetable garden	Total	Per garden	Per ha garden <sup>a</sup>	Per ha vegetable garden <sup>b</sup> or poultry yard <sup>c</sup>	Per family member (N=64)
Vegetables [kg]	664.5	26.58	177.7	2,292.5	10.4
Fruit [kg]	295	11.8	78.9		4.6
Potatoes [kg]	680	27.2	181.8	2,346	10.6

<sup>a</sup> on a total garden area of 3.74 ha

<sup>b</sup> on a total vegetable garden area of 0.26 ha

<sup>c</sup> on a total poultry yard area of 0.49 ha

In de discussie die volgt bekijken we de resultaten van de tuinbezoeken in Herent in meer detail. Op basis van de opbrengstcijfers per voedseltype berekenen we de monetaire waarde van deze opbrengst en het aandeel ervan binnen de consumptie en uitgaven van het huishouden. De resultaten geven inzicht in de financiële relevantie van  $c_2$ . Wanneer we deze vergelijken met consumptiecijfers voor een gemiddeld Vlaams huishouden, werd binnen de Herentse tuinen een productie van 28 % van de hoeveelheid groenten en 29 % van de aangekochte aardappelen geregistreerd (Tabel 7). In die case voorziet de tuinproductie voor deze productgroepen dus ongeveer in één derde in vergelijking met de hoeveelheid voedsel gekocht op de markt  $c_1$ .

**Tabel 7. Aandeel van eigen groentenproductie (n=25) in de Vlaamse consumptie (2007)**

	Produce from the vegetable garden	Produce per family member (N=64)	Flemish consumption in 2007	Reference percentage of the home grown produce versus Flemish purchase <sup>a</sup>
<b>Gene</b>	Vegetables [kg]	10.4	36.6	28.4

	Fruit [kg]	4.6	54.8	8.4
	Potatoes [kg]	10.6	36.1	29.4
Specific	Onion [kg]	0.4	4.3	9,1
	Beans [kg]	1	0.6	170,6
	Paprika [kg]	1	1.3	77,0
	Tomato [kg]	.34	3.2	107,4
	Carrot [kg]	0.3	5.9	6,1
	Apple <sup>b</sup> [kg]	2.9	6.5	44.5
	Pear <sup>c</sup> [kg]	1.2	2.5	50,0

<sup>a</sup> Flemish Centre for Agriculture and Fisheries marketing (VLAM), bron: GfK PanelServices Benelux for VLAM

<sup>b</sup> reference is Jonagold

<sup>c</sup> reference is Conference

Voor een select aantal producten wordt de marktwaarde van de totale opbrengst, alsook de verhouding van deze waarde in relatie tot het gemiddelde huishoudbudget, berekend. Afhankelijk van de beschouwde groente, ligt de marktwaarde van de jaarlijkse opbrengst tussen 17,64 € voor wortelen en 700,4 € voor aardappelen (Tabel 8). Voor vijf van de acht beschouwde producten, overschrijdt de marktwaarde van eigen productie  $pc_2$  25 % van de gemiddelde uitgaven, met tomaten (37 %) en appelen (38 %) als koplopers (Tabel 8). Voor deze producten komt de waarde van de eigen productie  $pc_2$  overeen met minstens een kwart van de middelen gewoonlijk besteed aan de aankoop van deze producten op de markt  $pc_1$ .

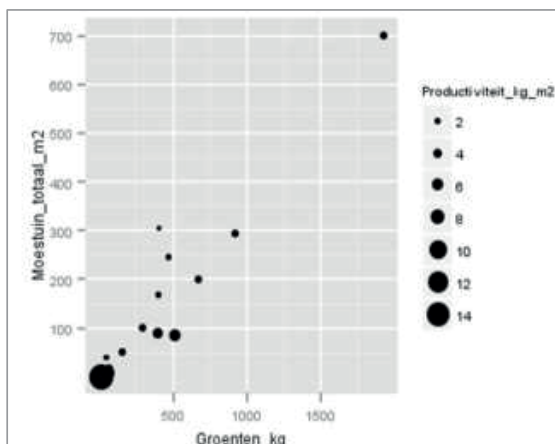
**Tabel 8. Economische waarde van eigen productie (n=25).**

Produce from respondents	Total yield in 2007	Average product prices per kg in 2007 <sup>a</sup> [euro]	Financial value of the total yield [euro]	Financial value of the yield per producing gardener [euro/gardener in 2007]	(Reyes-García, Aceituno, et al. 2012) Euro/year/gardener
Potato [kg]	680	1.030	700.40	117	152
Onion [kg]	25	0.937	23.43	6	71
Beans [kg]	65,5	4.48	293.44	37	127
Paprika [kg]	64	3.486	223.10	56	48
Tomato [kg]	220	2.172	477.84	119	183
Carrot [kg]	23	0.767	17.64	2	6
Apple <sup>b</sup> [kg]	185	1.947	360.20	72	163
Pear <sup>c</sup> [kg]	80	1.549	123.92	124	59

<sup>a</sup> source: NIS <sup>b</sup> reference price for Jonagold <sup>c</sup> reference price for Conference

Vergelijken we moestuinoppervlakte en productie op basis van de meest recente survey (Herent 2014), dan zien we een significant lineaire correlatie tussen beide (Spearman

correlatie coëff. 0,795,  $p < 0,01$ ; Figuur 19). Twee aspecten aan deze figuur vallen op: ten eerste is een grote moestuinoppervlakte niet te associëren met een lage productiviteit, iets wat je bijvoorbeeld wel zou verwachten als input en/of arbeid een sterk limiterende factoren zouden zijn. Ten tweede observeren we wel enkele uitschieters op het vlak van productiviteit bij de kleinere moestuinen, maar  $n$  is te laag om hier conclusies aan te verbinden. Een interessante observatie voor bijkomend onderzoek.



Figuur 19. Moestuinoppervlakte vs. productie (2014,  $n=18$ )

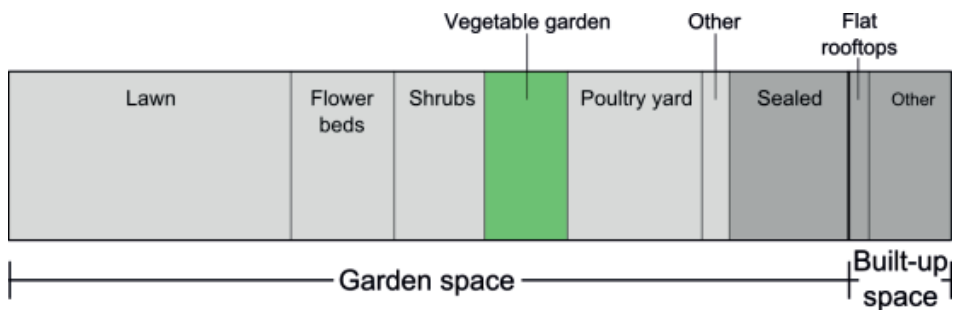
Uit de resultaten blijkt eveneens een significante correlatie tussen moestuinoppervlakte en totale tuinoppervlakte (Spearman correlatie coëff. 0,925,  $p < 0,01$ ). We onderzochten ook of er een verband is tussen de leeftijd van de tuinbeheerder enerzijds, en van de tuin anderzijds, op de productiviteit van de moestuin. Hier leren we dat de leeftijd geen noemenswaardige invloed heeft op de productiviteit (Spearman correlatie coëff. 0,062,  $p < 0,01$ ). Opmerkelijk is dat moestuinen in oudere tuinen, maw tuinen die al lang beheerd worden door hetzelfde huishouden, gemiddeld een iets lagere productiviteit hebben (Spearman correlatie coëff. -0,125,  $p < 0,05$ ).

### 3.4.2 Ruimtegebruik in de tuin.

Uit de resultaten van de internetsurvey blijkt dat voor een derde van de beschouwde tuinen de moestuinoppervlakte  $L_h$  meer dan een kwart van de oppervlakte  $L$  beslaat (Tabel 9). Ongeveer de helft van de tuinen heeft een moestuin. Ook heeft ongeveer de helft van de respondenten heeft fruitbomen in de tuin. De resultaten voor Herent zijn analoog. De oppervlakteverhouding van de verschillende tuincomponenten voor deze tuinen is schematisch weergegeven in Figuur 20.

Tabel 9. Relatieve ruimtelijke inname van tuincomponenten ( $n= 1138$ )

Garden components	Flanders					
	Absent [%]	Percentage of the surveyed garden area				
		<25%	25-49%	50%	50-75%	>75%
Lawn	0.5	17	29.8	21.1	24.6	6.9
Flowerbeds	3.9	67.4	24.3	2.3	1.6	0.4
Vegetable garden	58.3	33.1	6.7	1.1	0.4	0.3
Poultry yard	67.8	28.4	2.5	0.5	0.4	0.3
Sealed	3.3	83.7	11.2	1.1	0.4	0.2



Figuur 20. Schematisch overzicht van de gemiddelde tuin in het casegebied Herent.

Een extrapolatie van de moestuinoppervlakte  $L_h$  naar Vlaanderen kan gemaakt worden. Op basis van de bovenstaande resultaten uit de internetsurvey wordt de gemiddelde moestuinoppervlakte berkeend voor verschillende classes van tuingrootte. Vervolgens wordt dit gemiddelde vermenigvuldigd met de percentages aan tuinen die een moestuin hebben. Op die manier wordt een totale actuale moestuinoppervlakte  $\sum_1^n L_h$  voor Vlaanderen berekend van 86 km<sup>2</sup>. Om dit cijfer tastbaar te maken, het gaat om ongeveer twee keer de oppervlakte van het Zoniënwoud.

### 3.4.3 Inzichten in het nut van tuinieren

In Sectie 4.4.1 bespraken we reeds de eigen productie van voedsel, wat een belangrijke component vormt van het totale nut dat een tuin biedt aan het huishouden. Echter, tuinen bieden niet enkel nut vanuit de productiefunctie, maar ook vanuit tal van andere ESD, waaronder ook deze van recreatie en esthetische waarde.

Vanuit de kwalitatieve data krijgen we meer inzicht in het globale nut ( $U$ ) van tuinen voor huishoudens. De gebruikswaarde wordt bepaald door de voorkeuren van de 'consument' (*in casu* de gebruiker van de tuin). We bespreken de toegevoegde waarde van het kunnen gebruik maken van een tuin, de overweging of het onderhoud veeleer een last is of een deugd, en de algemene motivatie om te moestuinieren.

#### De eigen tuin als waardevolle ruimte

Een deel van het nut vanuit de tuin wordt ervaren vanuit het bezitten van de tuin zelf. De meerderheid van de Vlaamse huishoudens vindt het belangrijk een tuin te bezitten. Dit verrast niet gezien de historiek van het promoten van het Vlaamse huis-met-tuin model. Voor de eigenaar omvat de toegevoegde waarde van het tuinbezit meerdere aspecten, zoals ontspanning, contact met natuur, met voedsel, en ook uitstraling en prestige. Deze ervaring is niet louter individueel, want de tuin wordt ook beschouwd als een ontmoetingsplaats voor vrienden, burens en familie.

De meest prominente associatie die gemaakt wordt met de tuin is deze van 'vrijheid'. Deze vrijheid –keuzevrijheid– reflecteert zich in de autonomie die de tuinier heeft in het beslissen welke functies en diensten geleverd worden door de tuin, en hoe deze ingericht en beheerd wordt. Een gelijksoortige tuinautonomie wordt internationaal herkend in tal van onderzoeken (vb. (Kinzig et al. 2005; Davies 2011; Goddard et al. 2010; Goddard et al. 2013; Robbins et al. 2001; Cooper et al. 2007)). Deze keuzevrijheid is een belangrijk element in de adaptieve capaciteit van het huishouden op vlak van functies en diensten geleverd door de tuin.

De respondenten gaven aan dat er in Vlaanderen geen traditie bestaat van top-down (van overheidswege) tussenkomst in tuininrichting en –beheer. Dit impliceert dat de afweging van welke trade-offs er gemaakt worden tussen voedselproductie en andere diensten geleverd

door de tuin, een individuele afweging is. Deze afweging wordt in het model gevat met de term  $\frac{\partial U}{\partial L_o}$ , en worden mee bepaald door de perceptie van het huishouden omtrent het nut van moestuinieren, wat zich vertaalt in consumentenvoorkeuren.

*“Dus waar voor de één het visuele belangrijk is, is voor de andere het inhoudelijke veel belangrijker. [...] Dat hoe dat iemand leeft en alles beleeft dat die dat ook doortrekt in zijn tuin.” (medewerker van een ngo voor plattelandsontwikkeling)*

Consumentenvoorkeuren zijn een belangrijke bepalende factor voor het gebruik van de tuinruimte. Kortright et al. (2011) wijzen erop dat het niet de totale tuinooppervlakte  $L$  is die bepaalt of er voedsel wordt geproduceerd in de tuin, maar dat het in de eerste plaats de prioriteiten zijn die door het geassocieerde huishouden gesteld zijn, indicatief voor de adaptieve capaciteit van tuinen op huishoudniveau. Afhankelijk van in welke levensfase het huishouden zich bevindt, worden andere prioriteiten gesteld voor het gebruik van de ruimte die de tuin biedt, i.e., voor de afweging die gemaakt wordt tussen  $L_o$  en  $L_n$ .

*“Ik heb daar een stukje hooiland en wat fruitbomen instaan [...] En moest ik nu nog jonge kinderen hebben, zou ik dat misschien ook niet doen. Dan had ik misschien ook meer behoefte aan een gazonnetje” (Landschapsarchitect bij een sociale huisvestingsorganisatie)*

Een volgende bepalende factor in het beslissingsproces van ruimtelijke allocatie binnen tuinen is de context. Contextafhankelijke factoren werden geobserveerd door Verbeek et al. (Verbeek et al. 2011), die beschrijven hoe tuinen in de omgeving van parken gekenmerkt worden door een hogere verzegelingsgraad. De toegang tot een gemeenschappelijk speelterrein in de omgeving leidt tot een hogere allocatie van tuinruimte naar andere diensten dan de recreatieve (vb. voedselproductie of esthetische meerwaarde) (Kortright & Wakefield 2011). Daarenboven, en ook een vorm van context, worden lokale informele instituten en normen en gewoonten op wijkniveau genoemd als zeer sterke determinanten voor de individuele keuzes die gemaakt worden omtrent de inrichting en het beheer van de tuin (vb. Cook et al. 2012; Nassauer et al. 2009; Zmyslony & Gagnon 1998).

### **Moestuinen: een lust of een last?**

We hebben de stelling naar voren geschoven dat mensen die tuinieren als een aangename activiteit ervaren, meer geneigd zullen zijn hun nut te verhogen door voedsel te produceren in eigen tuin. Dit moet blijken uit de termen  $\frac{\partial U}{\partial L_h}$  en  $\frac{\partial U}{\partial t_h}$ . Dus,  $\frac{\partial U}{\partial t_h}$  zou in dat geval positief zijn, en er worden andere keuzes gemaakt bij de allocatie van ruimte  $L_n$  en de besteding van tijd  $t_h$  in vergelijking met mensen die tuinieren als een last ervaren. Meerdere studies die peilen naar motivaties van tuinbeheerders in de geïndustrialiseerde wereld vinden dat tuinieren meer gezien wordt als een recreatieve activiteit dan als een economische (Reyes-García, Aceituno, et al. 2012; Domene & Saurí 2007; Jehlička et al. 2012).

*“Het enige tuinieren dat ik doe is het gras maaien. Ik vind tuinieren wel leuk, maar wel op een tijd dat het mij uitkomt” (vrouw, 38j, sociaal werker)*

Eén van de moeilijkheden in het vergelijken van de financiële meerwaarde vertegenwoordigd door de eigen productie  $pc_2$  met de kostprijs van voedsel gekocht op de markt  $pc_1$ , is de kost van arbeid (zie ook (Algert et al. 2014)). Deze kost wordt over het algemeen niet meegerekend wanneer  $pc_2$  geëvalueerd wordt, en dit in tegenstelling tot de term  $pc_1$ , waar de productiekost wel degelijk mee een invloed heeft op de marktprijs. De vraag is hier in welke mate de kost van deze arbeid werkelijk als een kost wordt ervaren. Voor mensen die het tuinieren als een vorm van ontspanning zien, is deze 'kost' in principe het equivalent van een lidmaatschap aan vb. een sportclub. Het tuinieren zelf heeft een nutsfunctie. Voor mensen die het tuinonderhoud als een last zien, zou de arbeid effectief als een kost in rekening gebracht kunnen worden. In elk geval is er ook een opportuniteitskost in rekening te brengen. Wie tijd



spendeert aan tuinieren, kan deze tijd niet meer spenderen aan andere activiteiten, waaronder ook kostwinning.

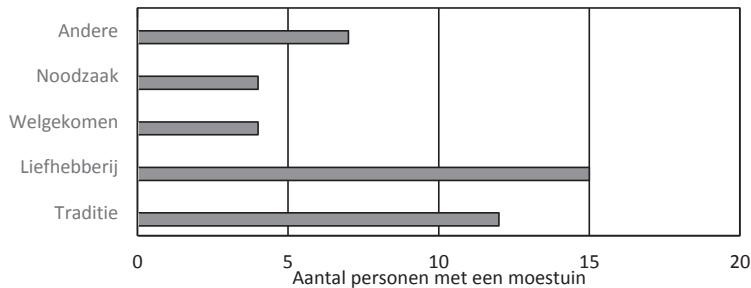
### Motiveringen achter moestuinieren

Consumentenvoorkeuren worden beïnvloed door uiteenlopende zaken, zoals motivaties, gebruiken en (in)formele instituten. De kwalitatieve data demonstreren enkele specifieke motivaties om een eigen moestuin te hebben, waaronder traditie, en ook het behouden van een zekere graad van zelfvoorziening. De relevantie van traditie zou niet mogen verrassen, gezien het onderhouden van een moestuin specifiek gestimuleerd werd door middel van het woonbeleid (De Decker 2011b; Meert 2000; Meeus & De Decker 2013).

*“De moestuin heb ik van thuis uit meegekregen.” (man, 60j, gemeentewerker)*

De kwaliteit van voedsel uit eigen tuin werd niet als belangrijke motivator opgegeven door de respondenten. Toch wordt de voorkeur voor voedsel uit eigen tuin (ten opzichte van aangekocht voedsel) vaak beïnvloed door de perceptie dat de kwaliteit van voedsel uit eigen tuin beter is dan dat van commerciële groenten en fruit op het vlak van smaak en voedzaamheid (vb. Reyes-García, Aceituno, et al. 2012; Calvet-Mir et al. 2012; Jehlička et al. 2012), alsook op het vlak van soevereiniteit en economische onafhankelijkheid (Calvet-Mir et al. 2012).

Ook in de survey van 2014 werd gepeild naar de motivaties achter moestuinieren. Liefhebberij en traditie worden hier als belangrijkste motivaties genoemd, terwijl economische motivaties minder spelen (Figuur 21, n=31).



**Figuur 21. Motivaties voor het hebben van een moestuin**

### 3.5 Het effect van de beschikbaarheid van ruimte en tijd op de keuze voor voedselproductie in eigen tuin

De grenzen van de onderlinge afwegingen tussen de toewijzing van ruimte en tijd aan voedselproductie worden afgetast door de relaties te formuleren tussen de beschikbaarheid van ruimte ( $L_n$ ) en tijd ( $t_n$ ) (alles in *ceteris paribus* termen). We herinneren er aan dat de mate waarbij de totale tuinoppervlakte  $L$  een beperkende factor is, wordt uitgedrukt door  $\mu$ , en de mate waarin tijd een beperkende factor is, wordt uitgedrukt door  $\gamma$ .

Aangezien het uitgangspunt van dit onderzoek het ruimtelijke aspect van deze afweging is, bespreken we in wat volgt drie mogelijke responsscenario's die de ruimtelijke beperkingen binnen de tuin en het tuincomplex, weergegeven door  $\mu$ , kunnen oplossen. Vanuit het veerkrachtperspectief kan elk van deze oplossingen beschouwd worden als het verhogen van mogelijke vrijheidsgraden binnen het sociaal-ecologisch systeem, om op die manier de adaptieve capaciteit van dat systeem te verhogen.

Vervolgens relateren we de tijdsbeperkingen, weergegeven door  $\gamma$ , met elk van de drie responsscenario's. Deze tijdsbeperkingen worden gedefinieerd door de relatieve voorkeur om tijd te investeren in moestuinieren, dan wel in andere activiteiten, zoals weergegeven door de term  $\partial U / \partial t_0$ .

Tot slot ontwikkelden we een grafische weergave van de beslissingsruimte waarin deze trade-offs zich afspelen. We maken gebruik van een eenvoudige driehoeksplot om enerzijds de ruimtelijke typologie van tuinen te visualiseren, alsook responsscenario's te plotten.

### 3.5.1 Stock aan bioproductieve ruimte binnen de eigen tuin

Hoewel in principe de hele tuinoppervlakte voor voedselproductie zou kunnen gebruikt worden, is dit in de praktijk vrijwel nooit het geval, en kent een tuin diverse tuincomponenten. Bepaalde tuincomponenten zijn wellicht gemakkelijk te transformeren naar moestuin, voor andere componenten, denk maar aan een stenen terras, is dit minder voor de hand liggend. Hoe kleiner het oppervlakteaandeel van dit moeilijk transformeerbaar deel in de tuin, hoe kleiner de kans dat dit een effectieve beperking oplegt.

De voornaamste ruimtelijke componenten die we in Vlaamse tuinen aantreffen in  $L_0$  zijn gazons en verzegelde oppervlakten (zie ook Tabel 9). Het gazon is een typevoorbeeld van een transformeerbare bioproductieve ruimte binnen  $L_0$ , gezien de transformatie ervan relatief weinig kost en moeite vergt. Gazons zijn binnen het Vlaamse tuincomplex alomtegenwoordig, met een betekenisvolle niet-verzegelde oppervlakte en een op milieuvlak bedenkelijke reputatie (Giner et al. 2013). Het gazon vertegenwoordigt de meest prominente transformeerbare ruimte in de typische tuin (Figuur 20). Transitie van gazon naar moestuin zijn over het algemeen realistisch (vb. Seymour 1976; Airriess & Clawson 1994; Haeg 2008). Wanneer we dit opnieuw extrapoleren, analoog aan de extrapolatie die we voor de moestuin uitvoerden, komen we voor Vlaanderen op een totale oppervlakte aan gazon van 435 km<sup>2</sup>, dat is ongeveer 10 keer de oppervlakte van het Zoniënwood.

In termen van oppervlakte binnen  $L_0$ , vormen verzegelde oppervlakten de tweede prominente tuincomponent (Tabel 9). Hier nemen we aan dat de verzegelde oppervlakte een niet-transformeerbare tuincomponent vormt, i.e. dat tuineigenaars niet geneigd zijn hun terrassen, opritten en tuinpaden op te breken. Theoretisch is het mogelijk, maar gezien de transformatie een aanzienlijke input aan energie kost, is verzegelde ruimte minder reversibel dan onverzegelde ruimte. Met dit in het achterhoofd maken we binnen de tuinruimte die niet voor voedselproductie wordt gebruikt  $L_0$ , het onderscheid tussen het deel van deze ruimte dat open is  $L_{00}$ , en het verzegelde deel van deze ruimte  $L_{0s}$ . Binnen  $L_{00}$  vinden we zowel gemakkelijk transformeerbare componenten zoals gazon, als iets moeilijker transformeerbare componenten als bloembedden. Het aandeel aan verzegelde oppervlakte binnen  $L_0$  kan een effectieve beperking opleggen aan de beslissingsruimte van een huishouden. Elke toename van deze verzegelde oppervlakte houdt een bijkomende beperking in van de vrijheidsgraden voor ruimtelijke adaptatie. Verbeeck et al. (2011) vonden een toename van verzegelde oppervlakte van gemiddeld 1,3 m<sup>2</sup> per jaar per perceel ten gevolge van graduele, autonome ontwikkelingen in Vlaanderen (Verbeeck et al. 2011). Deze ontwikkelingen hebben een rechtstreeks negatieve weerslag op het potentieel om  $L_h$  te laten toenemen binnen de eigen tuin.

Indien we uitgaan van het potentieel voor transformatie van onverzegelde oppervlaktes in de tuin, en de niet-reversibiliteit van verzegelde oppervlaktes, maken we binnen de tuinruimte  $L_0$  het onderscheid tussen de onverzegelde fractie  $L_{00}$ , en de verzegelde fractie  $L_{0s}$ . Hierbij omvat  $L_{00}$  zowel gemakkelijk transformeerbare componenten als gazon, als iets moeilijker transformeerbare componenten als sierperken en rotstuintjes. Wanneer het aandeel van  $L_{0s}$  binnen  $L_0$  beperkt is, is de verzegelde oppervlakte minder beperkend op de beslissingsruimte van het huishouden om voor meer voedselproductie te opteren.

### 3.5.2 Stock aan bioproductieve ruimte buiten de eigen tuin

De eindige tuinruimte  $L$  vormt in de praktijk niet altijd een absolute beperking. De individuele ruimtelijke beperkingen  $\mu$  kunnen ten dele overstegen worden door te kijken naar beschikbare  $L_h$  buiten de eigen individuele tuin. We formuleren twee responstypes: niet-aanliggende ruimte in beheer nemen, of aanliggende ruimte in gebruik nemen.

#### Niet-aanliggende ruimte in beheer nemen

We leggen twee strategieën voor om  $L_h$  te laten toenemen door niet-aanliggende ruimte in beheer te nemen. Een eerste strategie is het beheren van een moestuin in de tuin van familie of vrienden die niet bereid of in staat zijn om zelf de moestuin te beheren. Deze strategie is in essentie een respons die zich buiten de eigen tuin afspeelt, maar binnen het tuincomplex, gezien de bijkomende  $L_h$  zich in bestaande tuinen bevindt.

De capaciteit om aan tuinbeheer te doen kan afnemen door tijdsbeperkingen  $\gamma$  (vb. wanneer de beschikbare tijd voor tuinieren  $t_o$  en  $t_h$  afnemen). Mogelijke oorzaken hiervoor zijn een toename van  $t_w$ , vb. in een tweeverdienersmodel, of een afname van  $t_h$  wanneer het moeilijker wordt om aan tuinonderhoud te doen, vb. voor een bejaard koppel. Op een analoge manier leidt een afname in  $t_w$  tot een mogelijke toename van  $t_o$  en/of  $t_h$ , bijvoorbeeld wanneer iemand op pensioen gaat of werkloos wordt. Deze tijd kan gespendeerd worden in de eigen tuin, of in de tuin van anderen. Verschillende studies wijzen erop dat moestuinieren in de eerste plaats een activiteit is die wordt uitgevoerd door oudere mensen (Reyes-García, Aceituno, et al. 2012; Domene & Sauri 2007; Airriess & Clawson 1994). Volgens Madaleno heeft deze groep niet enkel de tijd, maar ook de nodige kennis en ervaring (Madaleno 2000).

Dit soort responsscenario's houden in dat er een interactie plaatsvindt tussen de beschikbare  $t_w$ ,  $t_h$  en  $t_o$  over verschillende huishoudens heen. Hierbij kan de eigenaar een deel van de tuinruimte uitbesteden aan derden, die bereid zijn om tijd te investeren in het onderhoud ervan. Hierbij kan de productie gedeeld worden tussen eigenaar en beheerder, als een vorm van betaling in natura. Dit fenomeen is reeds geïllustreerd door Meert met het voorbeeld van een kleinzoon die het onderhoud doet van de moestuin van de grootouders, in ruil voor een deel van de productie (Meert 2000).

*“In [stad] zijn er veel ouderen die een tuintje hebben maar dat niet kunnen onderhouden en bewerken, dat ze dat tuintje in bruikleen geven aan mensen die dat wel willen onderhouden en bewerken” (Hoofd van een stedelijke groendienst)*

Uit de diepte-interviews uitgevoerd in het kader van de tuinbezoeken in Herent bleek de omvorming van moestuin naar gazon, geassocieerd met het ouder worden. De voornaamste motivatie hiervoor was het fysiek niet meer aankunnen van het onderhoud. Ook hier is een mogelijke respons dat een deel van de productie als pasmunt kan gebruikt worden in ruil voor het onderhoud van de moestuin door derden.

Een tweede strategie om om te gaan met de beperkingen van de eigen tuinruimte bestaat in de aansluiting bij een project van co-tuinieren of een volkstuint. Er bestaat een globale toenemende vraag naar dit soort formules, ook in Vlaanderen. De opportuniteit voor sociale interacties en de spreiding van de werklast (en dus ook  $t_h$ ) over meerdere huishoudens worden gezien als belangrijke meerwaarden van dit soort formules. Bijgevolg identificeren we deze strategie als een respons welke zich afspeelt in ruimtes die zich buiten het tuincomplex bevinden (dit in tegenstelling tot de vorige strategie).

*“Er is wel een tendens voor de nieuwe volkstuinten in de stad dat het meer gemeenschappelijke tuinen zijn. [...] anderzijds heb je de tuinclusters waar 4, 5 families samen één cluster bewerken. voordeel is natuurlijk voor jonge gezinnen dat je er maar paar keer week naar toe moet gaan, dat het met 4, 5 gezinnen kan afspreken rond het onderhoud.” (Hoofd van een stedelijke groendienst)*

## Aanliggende ruimte in gebruik nemen

De individuele uitbreiding van de totale tuinoppervlakte  $L$  is ook mogelijk door de tuin zelf uit te breiden door aanliggende gronden te kopen of huren. Een deel van deze grond kan in gebruik genomen worden voor voedselproductie. De verworven gronden kunnen hetzij reeds deel uitmaken van het tuincomplex bij verwerving, bijvoorbeeld wanneer grond overgenomen wordt van de burens, of niet.

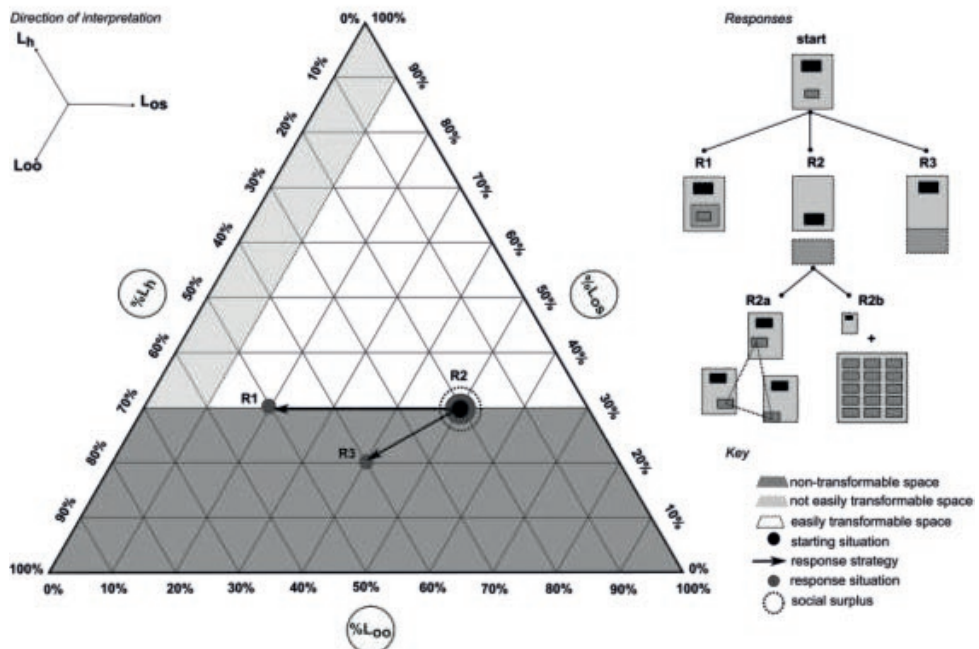
In wat volgt beschouwen we het laatste geval, nl. de uitbreiding met gronden die voorheen geen deel uitmaakten van het tuincomplex. Een aanzienlijk deel van de Vlaamse tuinen die ruimtelijk worden uitgebreid doen dat door de inname van landbouwgronden (Dewaelheyns et al. 2014), iets wat de 'vertuining' van de Vlaamse landbouwruimte kan genoemd worden. Deze inname wordt gefaciliteerd door de heersende pachtwetgeving. Daarin vinden we terug dat het verpachters van landbouwgrond toegelaten is om tot 0,2 ha ervan in te roepen voor eigen huishoudgebruik (vb. als tuin of speelterrein), onder voorwaarde dat deze grond rechtstreeks in verbinding staat met het eigen woningperceel (Belgische pachtwet, 1969).

### 3.5.3 Overzicht van de ruimtelijke hoekoplossingen

#### Visualisatie

De verschillende responsscenario's zoals omschreven in de voorgaande paragrafen, kunnen worden gevisualiseerd in een driehoekplot (Figuur 22). Hierin kunnen we eveneens de hoger genoemde responsscenario's visualiseren.

Binnen deze driehoek kan elke combinatie van de ruimtelijke trade-off tussen  $L_h$ ,  $L_{oo}$  en  $L_{os}$  geplotted worden. Elke respons kan weergegeven worden als een vector in deze grafiek. Ter illustratie van de mogelijke responsstrategieën kiezen we een arbitraire startsituatie, welke de oppervlakteverhoudingen binnen een enkele tuin kunnen voorstellen, of de gemiddelde verhoudingen binnen een tuincomplex. Hier gaan we uit van een bedekkingsgraad van 30 % voor verzegelde oppervlakten  $L_{os}$ , wat een rechtstreekse impact heeft op de beschikbare beslissingsruimte van het huishouden. De restrictie die uitgaat van  $L_{os}$  op deze beslissingsruimte wordt voorgesteld in de grafiek door een donkergrijs vlak. Daarnaast gaan we uit van een bedekkingsgraad van 50 % van onverzegelde niet-voedselproductieve oppervlakten  $L_{oo}$ , waarvan een deel (10 % ten opzichte van de totale tuinoppervlakte) moeilijk transformeerbaar. Deze, in zekere mate restrictieve, ruimte is weergegeven door een lichtgrijs vlak in de grafiek. De tuin heeft in de startsituatie dus 40 % gemakkelijk transformeerbare  $L_{oo}$  (vb. gazon), en 20 % van de tuinoppervlakte is moestuin  $L_h$ .



Figuur 22. Visualisatie van trade-offs en besproken responsscenario's.

Een tuinbeheerder die  $L_h$  wil laten toenemen, kan opteren voor een transformatie van (een deel van)  $L_{oo}$  naar  $L_h$  (Figuur 22, respons R1). In de grafiek illustreren we het geval waarin 30 % van de tuinoppervlakte getransformeerd wordt van gazon naar moestuin. Hierdoor stijgt het aandeel van  $L_h$  in de tuinoppervlakte van 20 % naar 50 %, terwijl  $L_{os}$  gelijk blijft op 30 % van de tuinoppervlakte. Of, wanneer en in welke mate  $L_{oo}$  daadwerkelijk gebruikt wordt als een ruimtelijke reserve voor voedselproductie blijft een keuze van het individuele huishouden als we de individuele tuin beschouwen, of van het collectief aan huishoudens op het niveau van het tuincomplex. Voor het individuele huishouden is deze overweging functie van de beschikbare kennis, de bereidheid om tijd te investeren voor eigen voedselproductie, weergegeven door  $\partial U / \partial t_1$ , en de bereidheid om oppervlakte toe te wijzen naar voedselproductie, weergegeven door  $\partial U / \partial L_1$ .

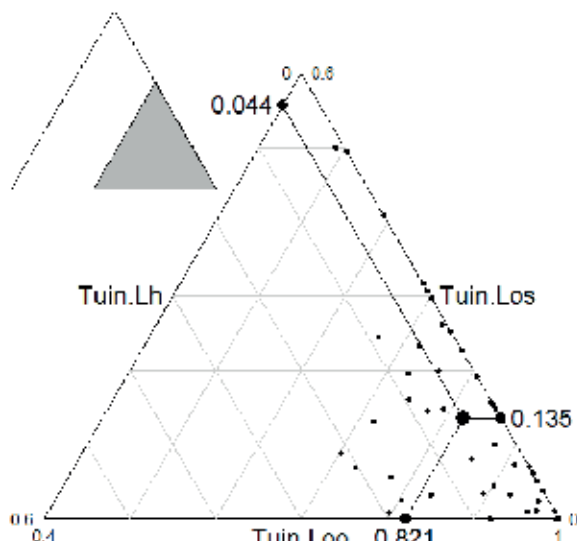
Anderzijds, wanneer de tuinbeheerder niet bereid is (een deel van) het gazon op te geven, en op zoek gaat naar bijkomende  $L_h$  buiten de eigen tuin, kan dat door bijkomende ruimte in gebruik te nemen buiten de eigen tuin, of mee in te stappen in een volkstuinproject (Figuur 22, respectievelijk respons R2a of R2b). In beide gevallen is de weerslag op de eigen tuin analoog: de proporties tussen  $L_h$ ,  $L_{os}$  en  $L_{oo}$  wijzigen rechtstreeks niet, waardoor we in principe geen verschuivingen in de grafiek verwachten. De tuineigenaars hebben nu een extra ruimte  $L_h$  in beheer. We geven dit indicatief weer door het punt groter te tekenen, louter om erop te wijzen dat de situatie wel degelijk gewijzigd is. Vanuit de kwalitatieve data blijkt ook dat dit doorgaans gepaard gaat met een zekere sociale surplus, wat als een winst wordt ervaren door de mensen die bijkomende ruimte buiten de eigen tuin in gebruik nemen. De aanwezigheid van deze sociale surplus wordt benadrukt door een bijkomende cirkel in stippellijn.

Tot slot kan de totale tuinoppervlakte verhoogd worden door bijkomende grond in gebruik te nemen, aanliggend aan de eigen tuin (Figuur 22, respons R3). Nemen we aan dat de totale bijkomende oppervlakte ingericht wordt als moestuinen, dan krijgen we een vector zoals in Figuur 22 aangegeven. De relatieve aandelen van de verzegelde oppervlakten  $L_{os}$  en van

onverzegelde oppervlakten, anders dan moestuin  $L_{oo}$  dalen gelijkmatig, terwijl  $L_h$  verhoudingsgewijs toeneemt.

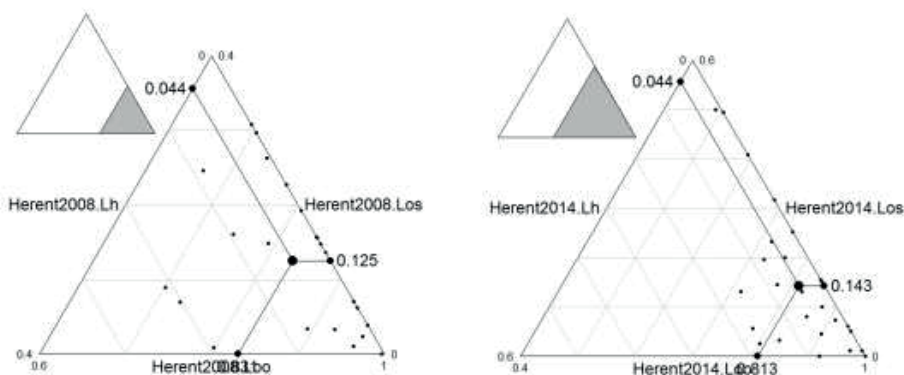
### Resultaten voor case Herent

Een analyse van de gepoolde data voor Herent (2008-2014) toont de verhouding van deze ruimten voor elke individuele tuin. Moestuinen nemen hier gemiddeld 4,4 % van de oppervlakte in, en de overige onverzegelde ruimte beslaat 82,1 %. Verzegelde ruimte neemt gemiddeld 13,5 % van de tuin in.



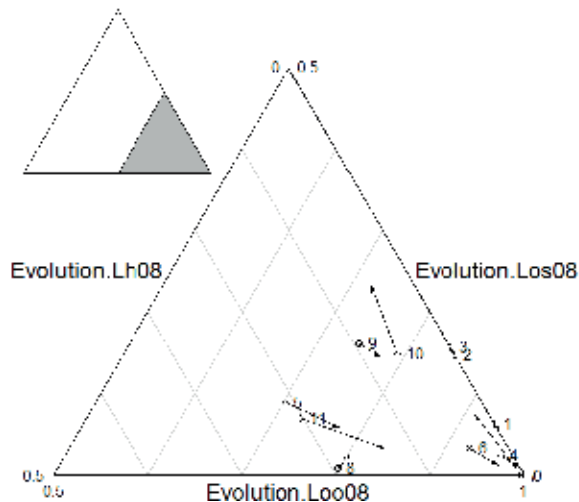
Figuur 23. Driehoeksplot voor de bezochte tuinen in Herent (2008-2014)

Beschouwen we de resultaten voor 2008 en 2014 afzonderlijk, valt vooral de toename van verzegelde ruimte op, van 12,5 % naar 14,3 %, terwijl de relatieve moestuinoppervlakte ongewijzigd blijft.



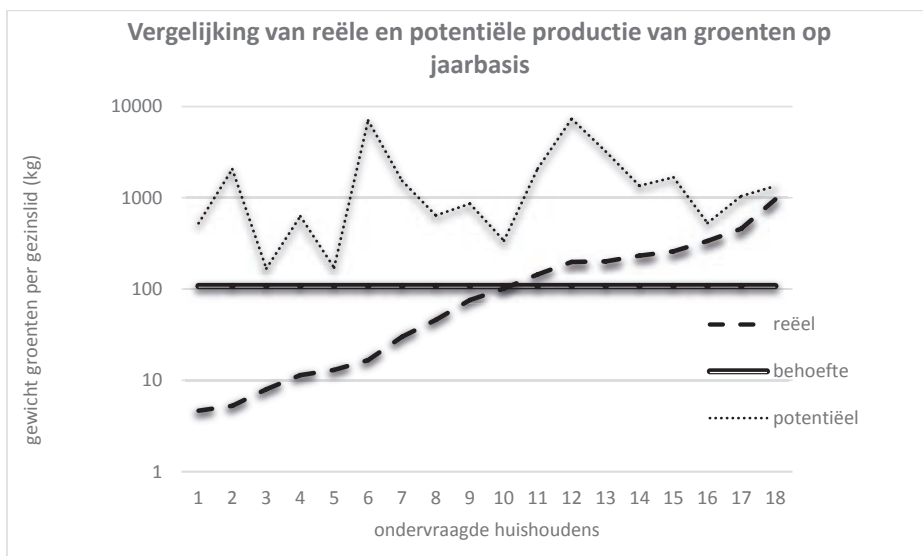
Figuur 24. Vergelijking tussen de surveyresultaten van 2008 en 2014.

Voor 11 van de tuinen uit de survey van 2008 die in 2014 herbezoekt zijn, was het mogelijk om de evolutie te berekenen en als vector weer te geven in de grafiek.



Figuur 25. Evolutie van individuele tuinen (2008-2014).

Op basis van de survey resultaten voor 2014 vergelijken we voor tuinen met moestuin, de actuele productie met de potentiële productie enerzijds, en met de jaarlijkse behoefte aan groenten anderzijds. De berekening van de potentiële productie gaat uit van een hoekoplossing voor het R1 scenario, nl. door de beschikbare stock aan gazon en bloemperken in gebruik te nemen voor productie. Hierbij wordt in de berekening de actuele productiviteit per individuele tuin doorgetrokken. Voor de begroting van de jaarlijkse behoefte wordt een proxy gebruikt, nl. een jaarlijks bruto verbruik van ca. 108 kg/capita (bron: bruto verbruik van groenten in België 2006/2007; NIS via VLAM). In Figuur 26 ordenen we de tuinen met een moestuin volgens toenemende productie. Iets minder dan de helft van de tuinen met een moestuin produceren voldoende om in de eigen behoefte aan groenten te voorzien. Elk van deze huishoudens kan theoretisch in de eigen behoefte voorzien door een deel van gazon en/of bloemperken in cultivatie te nemen. Het maximaal R1 scenario, waarbij alle gazon en bloemperken in deze tuinen wordt omgevormd naar moestuin, zou leiden tot een productieoverschot (Figuur 26).



Figuur 26. Rang-orde curve voor de actuele productie in moestuinen (2014; n=18)



## 3.6 Algemene discussie

Verschillende drukfactoren werken in op voedselsystemen wereldwijd, zoals een toenemende vraag naar voedsel, stijgende energieprijzen en klimaatwijziging, en dit zowel in steden als op het platteland (E. D. G. Fraser et al. 2013; Tschardt et al. 2012). De oppervlakte en productiviteit van de beschikbare bioproductieve ruimte zijn onderworpen aan de gevolgen van deze drijvers, wat een invloed heeft op de performantie van de voedselsystemen die erop geënt zijn. Omdat voedselzekerheid een essentiële component is voor de adaptieve capaciteit van de maatschappij, kan de strategische waarde van voedselsystemen die gebaseerd zijn op lokale bioproductieve ruimten, niet genegeerd worden (zie vb. Malucelli et al. 2014).

### 3.6.1 Significantie van het modelontwerp

In dit hoofdstuk versterken we de inzichten in hoe het tuincomplex kan bijdragen aan de adaptieve capaciteit als onderdeel van lokale voedselsystemen. Aandacht voor deze rol, zowel vanuit beleid als in de wetenschappelijke wereld, is voornamelijk relatief beperkt, in het bijzonder in de geïndustrialiseerde landen. Eén van de redenen hiervoor is wellicht de intrinsieke complexiteit van het tuincomplex als diverse en multifunctionele ruimte. Het gefragmenteerde en private karakter draagt bij tot de moeilijkheid om tot een beter begrip te komen van de relevantie van deze ruimte. Enkele studies hebben echter al ten dele het pad geëffend naar een beter inzicht in de productiviteit van tuinen en de financiële meerwaarde die deze vertegenwoordigt (Reyes-García, Calvet-Mir, et al. 2012; Reyes-García, Aceituno, et al. 2012; Algert et al. 2014). Desondanks vormt een beter begrip van dit potentieel een bouwsteen voor een betere adaptieve capaciteit ten aanzien van schokken binnen voedselsystemen. In het bijzonder omdat de productie in deze ruimte trade-offs en synergie kent met tal van andere ecosysteemdiensten. Op die kan een beter begrip van deze complexe systemen ook de inspanningen ondersteunen om vat te krijgen op andere versnipperde en multifunctionele sociaal-ecologische systemen.

Uit de peilingen naar de onderliggende motivaties voor en gebruik van de eigen voedselproductie bleek dat de eigen productie in Vlaanderen in de eerste plaats bestemd is voor eigen gebruik. Dit ondersteunt de aanname voor het model waarin de tuinproductie wordt gelijkgesteld aan de eigen consumptie  $c_2$ . Dit contrasteert met de case van Brazilië, waar een meerderheid van de huishoudens (71 %) aangaf dat de tuinproductie vooral werd weggegeven aan kennissen, burens of familie (WinklerPrins 2002).

Het in dit hoofdstuk ontwikkelde model levert op zich ook een waardevolle oefening op om dergelijke inzichten in trade-offs en drempelwaarden te kunnen vatten. Binnen het ontwikkelingsproces kunnen de variabelen zelf verder uitgediept worden. Het resulterende model is reeds in staat om rechtstreekse verbanden tussen voorkeuren, beperkingen en trade-offs omtrent voedselvoorziening, te vatten. Verder onderzoek moet zich richten op het verfijnen van het model enerzijds, en het kwantitatief invullen van datalacunes anderzijds, zodat het model kan doorgerekend en gevalideerd worden. Daarnaast kan het model aangevuld worden met bijkomende variabelen.

### 3.6.2 Voedselproductie en het productiepotentieel in tuinen

Het voorkomen en de bedekkingsgraad van moestuinen komt ongeveer overeen met wat beschreven is voor Belém, waar moestuinen ongeveer 22 % van de tuinoppervlakte beslaan (Madaleno 2000). Wanneer de monetaire meerwaarde van de eigen productie echter vergeleken wordt met deze van Reyes-García, Aceituno, et al. (2012) voor moestuinen in

het Iberisch Schiereiland, ligt deze gerealiseerd binnen de beschouwde tuinen in Herent  $pc_2$ , globaal lager (cf. Tabel 8). Hoewel de motivaties voor moestuinieren in beide studies erg gelijklopend zijn (veeleer recreatie en traditie dan uit economische noodzaak), menen we dat het financiële profiel van de huishoudends een verklarende factor kan zijn. De bruto financiële meerwaarde van de tuinproductie vertegenwoordigt in Spanje bijna drie keer het officiële minimumloon (Reyes-García, Aceituno, et al. 2012), terwijl respondenten in Herent gekarakteriseerd zijn door een hoger gemiddeld inkomen  $w$ , terwijl ze een lagere financiële meerwaarde  $pc_2$  produceren. Uit ander onderzoek in Belém, Brazilië, leren we dat het meeste van de eigen tuinproductie daar geproduceerd wordt door de armere gezinnen, hoewel pogingen om op regelmatige basis voedsel te telen in eigen tuin er minder succesvol zijn bij deze groep (Madaleno 2000). Een tweede verklaring zou kunnen gevonden worden in de relatief lage diversiteit aan groenten in Herent in vergelijking met de Iberische tuinen. Reyes-García et al. Vonden een positieve correlatie tussen teeltdiversiteit en bruto monetaire meerwaarde gerealiseerd met de moestuinen. Dezelfde studie vond ook dat tuinebeheerders hun tuinen niet inrichten met het oog op maximalisatie van deze meerwaarde (Reyes-García, Aceituno, et al. 2012). Wanneer we waarnemen dat de moestuinoppervlakte  $L_h$  in Herent zo'n 10 % van de totale tuinoppervlakte  $L$  inneemt, kunnen we stellen dat ook voor deze respondenten winstmaximalisatie geen prioriteit is.

De economische theorieën rond nut en nutsfuncties dragen bij tot een beter begrip van de consumentenvoorkeuren, en hoe deze bijdragen om het voedselproductiepotentieel in het tuincomplex te ontsluiten. Dit potentieel werd in voorgaande paragrafen uitgedrukt in zowel financiële als ruimtelijke termen.

Potentiële ruimte voor voedselproductie kan zowel binnen als buiten de individuele tuin gevonden worden. Om te voorzien in de behoefte van een huishouden van vier, is een groententuin in een grootte-orde van ongeveer  $350 \text{ m}^2$  nodig (Seymour 1976). Voor de 6 miljoen inwoners van Vlaanderen laat zich dat vertalen naar een  $525 \text{ km}^2$  benodigde groententuin. Op dit ogenblik wordt ongeveer  $86 \text{ km}^2$  van de Vlaamse tuinruimte gebruikt voor de productie van groenten. Het zou een bijkomende  $439 \text{ km}^2$  vergen (of 39 %) van de Vlaamse tuinruimte om theoretisch zelfvoorzienend te worden in de behoefte aan groenten. Dit cijfer komt overeen met ongeveer de helft van de actuele totale Vlaamse tuinoppervlakte ( $1138 \text{ km}^2$ ).

Het gazon is een belangrijke component van de niet-voedselproductieve tuinruimte als het over adaptieve capaciteit gaat. We kunnen de inschattingen van de totale oppervlakte gazon voor Vlaanderen (ca.  $435 \text{ km}^2$ ) vergelijken met de totale oppervlakte aan moestuin (ca.  $86 \text{ km}^2$ ). De hoekoplossing waarin alle bestaande gazon wordt getransformeerd naar moestuin, zou een oppervlakte van  $521 \text{ km}^2$  opleveren, een cijfer dat erg nauw aanleunt bij de hoger genoemde benodigde oppervlakte vanuit de behoefte van Vlaamse huishoudens. Hiermee willen we geenszins zeggen dat het tuincomplex voor deze behoefte moet instaan, maar het is wel indicatief voor het aanzienlijk potentieel binnen het tuincomplex.

Het spreekt voor zich dat de realiteit complexer is dan de eenvoud van de rekenoefening doet uitschijnen. Eerst en vooral is er de ongelijke distributie van tuinoppervlakte per huishouden, waarbij een beperkt aantal huishoudens over relatief grote tuinen beschikt, en een aanzienlijk aantal huishoudens een relatief kleine tuin heeft. Daarnaast is het ook onmogelijk om alle gewenste soorten groenten en fruit in de tuin te kweken, omwille van biofysische, technische of klimatologische redenen. Ook zijn er allerhande bijkomende milieutechnische beperkingen binnen de tuinruimte, zoals bijvoorbeeld bodemverontreiniging.

Wat de rekenoefening wel demonstreert, is dat het potentieel binnen het tuincomplex voor voedselproductie allesbehalve marginaal is. Dit is in overeenstemming met de inzichten van Kortright et al., die erop wijzen dat, in de nabije toekomst, het potentieel om ruimte vrij te maken voor voedselproductie binnen private tuinen wellicht een heel stuk hoger is dan de ruimte die beschikbaar zal komen via volkstuinjes (Kortright & Wakefield 2011).

### 3.6.3 Het vrijwaren van adaptieve capaciteit voor eigen productie

De inzichten verworven in het ruimtelijk potentieel van tuinen voor voedselproductie laten toe dit potentieel te positioneren binnen het discours rond veerkracht en adaptieve capaciteit, in het bijzonder in de context van verstedelijking.

Een sprekend voorbeeld van het benutten van dit potentieel in crisistijden is dat van de 'victory gardens'. De 'victory gardens' waren een effectieve respons, geïnitieerd en gestimuleerd door beleid (Ginn 2012), op de zware systeemschok op samenleving en voedselsystemen die uitging van Wereldoorlog 2. Tijdens WOII voorzagen deze tuinen in 44% van de behoefte aan vers voedsel in de VS (Pothukuchi & Kaufman 1999). Een belangrijk aspect van de adaptieve capaciteit vanuit tuinen is dat het systeem gekenmerkt is door extreem korte terugkoppelingen tussen productie en consumptie. Voedsel telen in eigen tuin is toegankelijk en kan snel geïmplementeerd worden, daar waar het nodig is (i.e. de behoefte ligt bij het huishouden zelf). Ook het huidige Vlaamse tuincomplex kent deze adaptieve capaciteit, in die mate dat een belangrijk deel van de tuin wordt ingenomen door transformeerbare tuincomponenten.

Responsscenario's waarbij een uitbreiding van de ruimte voor voedselproductie gebeurt binnen of aanliggend aan de eigen tuin, steunen op de aanwezigheid van open ruimte binnen of aanliggend aan de tuin of het tuincomplex. Responsscenario's daarentegen, die gebruik maken van ruimte buiten de eigen tuin, vereisen de beschikbaarheid van voldoende open ruimte in de nabijheid van de woonomgeving. Desalniettemin gaan horizontale verdichtingsscenario's uit van een inname van overblijvende open, groene ruimte in bestaande verstedelijkte buurten, inclusief tuinen (Dewaelheyns et al. 2014). Dit fenomeen wordt ook wel 'backland development' genoemd (Goode 2006), en 'garden grabbing' (Davies 2011). De lange-termijn effecten hiervan zijn niet gekend (Preuss & Vemuri 2004; Dewaelheyns et al. 2014).

Het potentieel voor voedselproductie dat aanwezig is in het tuincomplex maakt deel uit van een geaggregeerd potentieel voor tal van ESD binnen het actuele weefsel van tuinen. Ruimtelijke planners dienen zich bewust te zijn van dit potentieel bij het maken van strategische keuzes omtrent verdichting en verstedelijking (Dewaelheyns et al. 2014), temeer omdat verdichting een mogelijke bedreiging kan vormen voor dit potentieel.

*“Het enige wat natuurlijk wel zou kunnen veranderen als we naar een tijdperiode gaan waar er effectief wel veel aandacht nodig is in je tuin voor voedselproductie zoals de generatie van onze grootouders dan is het maar de vraag of we vandaag goed bezig zijn met die zeer zeer kleine tuinen.” (Medewerker aan de afdeling ruimtelijke planning van een stad)*

### 3.6.4 Mogelijke pistes voor toekomstig onderzoek

Het model vormt een solide basis voor toekomstig onderzoek en beleid rond het productiepotentieel in tuinen en bij uitbreiding ander kleinschalige, multifunctionele ruimten. Verfijning en uitbreiding van het model is echter nodig. In een iteratieve benadering identificeren we mogelijke trajecten voor toekomstig onderzoek, gebaseerd op het ontwikkelde model.

Een volledige kwantitatieve database voor de modelvariabelen is nodig voor een volledige doorrekening van het model. Dit omvat in de eerste plaats gegevens voor de variabelen tijd (T), marktprijs van voedsel (p), nut (U) en input (z), incl. Hun respectievelijke relaties met de andere modelvariabelen. Voor wat betreft de variabelen tijd en loon, nemen we aan dat de tijd gespendeerd aan voedselproductie in eigen tuin  $t_h$ , beïnvloed wordt door zowel loon  $w$  als door marktprijzen  $p$ . De elasticiteit van eigen productie is het hoogst wanneer deze beide variabelen geïnverteerd wijzigen ten opzichte van elkaar, dus als de ene stijgt en de andere

daalt, of vice versa. Daarnaast kan ook een toename van de marktprijzen  $p$  resulteren in een toename van de allocatie van ruimte naar eigen productie.

Uit de inzichten rond nut ( $U$ ) kwam naar voor dat de preferenties van het huishouden een sleutelrol spelen naar het bepalen van de uitgangspunten voor de toewijzing van ruimte en tijd naar eigen productie. Zo is bijvoorbeeld de perceptie dat de kwaliteit van eigen productie superieur is aan deze van commerciële groenten en fruit een drijfveer om te gaan moestuinieren (vb. (Reyes-García, Aceituno, et al. 2012; Calvet-Mir et al. 2012; Jehlička et al. 2012)). Omdat deze perceptie veeleer gebaseerd is op aannames dan op een wetenschappelijke basis, kan ze wel eens onderuit gehaald worden door voortschrijdende inzichten in de milieukwaliteit van eigen productie. Hoe zou deze perceptie wijzigen wanneer de geldende regelgeving rond voedselveiligheid zonder meer zou gelden op de eigen productie? Het is duidelijk dat de preferenties van huishoudens mettertijd kunnen veranderen. Door middel van vb. Keuze-experimenten zou hieromtrent een vinger aan de pols gehouden kunnen worden.

De materiële input  $z$  is één van de hoofdvariabelen in het model die zich nog niet goed laat vatten door een gebrek aan basisgegevens. Het is desalniettemin een cruciale variabele, met name naar de evaluatie van de duurzaamheid en milieutechnische aspecten van eigen productie, en voor een vergelijking met de professionele voedselproductie. De productie van voedsel vereist steeds een input  $z$ , waaronder zaaigoed en plantmateriaal, water en meststoffen, en desgevallend pesticiden, materialen en machines, etc. Verschillende studies wijzen op negatieve milieueffecten van tuinbeheer gerelateerd aan productie (vb. (Dewaelheyns et al. 2013a; Robbins et al. 2001; Syme et al. 2004)). Overall waar de eigen productie deel uitmaakt van een voedselstrategie, zullen de milieutechnische aspecten van deze productie een aandachtspunt moeten zijn (Madaleno 2000; Kortright & Wakefield 2011). Dit is in het bijzonder zo omdat de eigen productie niet onderworpen is aan dezelfde graad van monitoring en regulering voor het gebruik van meststoffen en pesticiden als de professionele landbouw (Dewaelheyns et al. 2013a). Toekomstig onderzoek zou duidelijk moeten brengen in de inputfactor  $z$ , en ook in de mogelijke milieu-impacten die gepaard gaan met deze input.

De aard (vb. Regenwater versus drinkwater, organische versus chemische meststoffen, etc.) en hoeveelheid input wordt beïnvloed door de gewoonten, de beschikbare kennis en ervaring van de tuinbeheerder. We veronderstellen dat de uitwisseling van kennis en ervaring, alsook van gewoonten, sterk gekoppeld kan zijn aan de resulterende milieu-impact van de voedselproductie in eigen tuin. De uitwisseling van kennis tussen familieleden, burens en kennissen, samen met de informatie verspreid door tuincentra en kwekerijen, spelen hier een voorname rol. Onderzoek dat zich richt op het verwerven van inzicht in de opslag, organisatie en uitwisseling van kennis rond tuinieren, tussen tuinbeheerders onderling alsook tussen tuinbeheerders en commerciële actoren, is cruciaal. Een beloftevolle benadering is deze van Barthel, die kennisuitwisseling benadert met onderzoek naar sociaal-ecologische ontwikkelingspaden (Barthel et al. 2010).

*“Jarenlange ervaring, en praten met kennissen, ook over stadstuinen. Voor wat ik nu doe, hoef ik niet veel meer bij te leren. Dochter tuiniert ook, zolang het goed gaat. Zodra het fout gaat, moet ik het oplossen.” (man, 67j, gepensioneerd)*

Hoewel verschillende studies dit aspect al onder de loupe namen, bestaan ook rond de eigen productie  $C$  zelf nog steeds belangrijke kennislacunes. Het ontbreken van een systematische en gedetailleerde monitoring van productie en productiviteit, zoals deze wel bestaan binnen de professionele landbouw, is het voornaamste. Slechts een beperkt aantal tuinbeheerders houden gedetailleerde inventarissen bij van hun productie. Het gaat hier steevast om de meest gepassioneerde tuiniers. Een doorlopende evaluatie van de adaptatie die uitgaat vanuit het tuincomplex, vergt degelijke panel data, als deel van een systematische monitoring. Logboeken, desgevallend (semi)automatisch bijgehouden, en gekalibreerde meetinstrumenten zouden een meerwaarde zijn (zie ook Algert et al. 2014). De monitoring zou over een langere periode moeten lopen, en naast kwantitatieve data ook kwalitatief moeten peilen naar o.a. motivaties (Níñez 1987).

Tot slot zou het model integraal moeten doorgerekend worden. Een degelijke dataset rond C, T en L zou moeten toelaten dat het model ook hoekoplossingen evalueert, en meteen ook de interrelaties tussen de hoekoplossingen en de productie zelf (in *ceteris paribus* termen). Op die manier voorziet het model ondersteuning naar beleid toe, over de potentie van kleinschalige, multifunctionele ruimtes binnen voedselstrategieën.

Uitbreidingen van het model zouden vb. Kunnen beschouwen wat de mogelijke responsstrategieën zijn geweest in het tuincomplex sinds de aanvang van de financieel-economische crisis in 2007, en de hernieuwde interesse in eigen productie onder impuls van de recente kookhype.

### 3.7 Conclusies

In dit hoofdstuk beschrijven we de significantie en potentieel van de eigen tuin voor voedselproductie. De voorgestelde resultaten tonen aan dat de actuele voedselproductie in Vlaamse tuinen betekenisvol is, en dat er daarnaast nog een aanzienlijk potentieel is voor bijkomende productie. Deze bijkomende productie kent bovendien een bijzonder korte terugkoppeling naar de betrokken huishoudens, waardoor het een unieke rol speelt in hun adaptieve capaciteit, en een belangrijke component vormt van een adaptief lokaal voedselsysteem.

Om essentiële trade-offs en hoekoplossingen in dit voedselsysteem te beschrijven, ontwikkelden we een model op basis van kwantitatieve en kwalitatieve data. Dit model vat de voornaamste variabelen van voedselproductie in de eigen tuin, alsook hun onderlinge interacties. Vanuit dit model verkennen we verschillende hoekoplossingen en de mogelijke respons op beperkingen in ruimte en tijd binnen het tuincomplex.

De voornaamste inzichten die hieruit naar voor komen hebben betrekking tot het erkennen van het sociaal-ecologisch kader waarbinnen beslissingen omtrent ruimtegebruik en tijdsbesteding plaatsvinden. We pleiten voor het erkennen van het belang van, en het potentieel binnen, dagdagelijkse kleinschalige multifunctionele ruimten bij het ontwerpen van duurzame lokale voedselstrategieën. Dit soort ruimten zijn alomtegenwoordig in het kleinschalige Vlaamse landschap. Het tuincomplex vormt hiervan een typisch voorbeeld, maar het is zeker niet het enige. We denken bijvoorbeeld aan het potentieel van wegbermen voor biomassaproductie. Een ander voorbeeld is groendaktechnologie, dat in staat stelt om in een verstedelijkte context aanzienlijke oppervlakten bioproductief te maken. Algemeen pleiten we dan ook voor de erkenning van dit soort ruimten binnen voedsel- en biomassaproductiestrategieën, en breder nog, in de context van het voorzien van ecosysteemdiensten. Vanuit dat laatste perspectief is het erkennen en modelleren van trade-offs tussen verschillende diensten in deze multifunctionele ruimten erg belangrijk.

## 4 Besluit

In dit rapport gaan we dieper in op het begrip bioproductieve ruimte, en de relatie tussen bioproductieve ruimte en de veerkracht van productieve systemen. Aan de hand van twee gevalstudies stellen we lopend onderzoek voor dat als basis moet dienen voor de analyse van trade-offs en synergieën bij de allocatie van diensten aan de bioproductieve ruimte.

In een inleidend hoofdstuk hernemen we een deel van het begrippenkader dat is voorgesteld in het vorige rapport van WP2, 'Veerkracht' (Tempels et al. 2013). We vinden het belangrijk om onze benadering van sociaal-ecologische veerkracht te blijven scherpstellen, enerzijds gezien de complexiteit van het begrip, en anderzijds omwille van de veelheid aan interpretaties ervan. Vanuit dit begrippenkader bespreken we voorbeelden naar operationalisering toe. We vullen het begrippenkader verder aan vanuit het ruimtelijke standpunt en maken de koppeling met ecosysteemdiensten (ESD). Aspecten als ruimtelijke complementariteit en complementariteit, alsook ruimtelijk scheiden en verweven, worden hier geïntroduceerd. Dit paradigma zal in latere fasen van het onderzoek binnen WP2 belangrijke handvaten aanreiken voor de vertaling van de onderzoeksresultaten naar ondersteuning voor ruimtelijk beleid. We argumenteren dat, naast de professionele landbouwruimte, ook tal van andere ruimten een rol kunnen spelen in de adaptieve capaciteit van biologische productiesystemen. Aangezien rond deze 'alternatieve' ruimten belangrijke kennishiaten bestaan, is het in deze fase van het onderzoek opportuun de aandacht daarop te richten.

De eerste gevalstudie omvat een testcase voor een analytisch kader waarin naast productiediensten ook andere ESD in rekening gebracht worden. Concreet gaat het om een evaluatie van een extensief veeteeltbedrijf in een halfnatuurlijk landschap. We vergelijken het actuele landgebruik met alternatieve normatieve landgebruikscenario's op het vlak van uiteenlopende ESD. Deze preliminaire oefening illustreert in de eerste plaats het potentieel van het integreren van het ESD concept om tot een genuanceerde afweging van verschillende landgebruiksalternatieven te komen. We illustreren hoe meer intensieve en meer extensieve vormen van ruimtegebruik ook complementair kunnen zijn, en dat strategische keuzes tussen beide sterk contextafhankelijk zijn. Daarnaast geeft de case ook een helder voorbeeld van emergente meerwaarden die gecreëerd worden door 'alternatieve' ruimten in productie te nemen. Het productiemodel dat ontstaat in dit landschap is sterk adaptief aan de plaatselijke biofysische randvoorwaarden. Een belangrijk randvoorwaarde voor deze adaptatie is diversificatie op bedrijfsniveau.

De tweede gevalstudie focust op de tuin, en bij uitbreiding het tuincomplex, als typevoorbeeld bij uitstrek van een kleinschalige, multifunctionele bioproductieve ruimte. De bijdrage en het potentieel voor voedselproductie wordt globaal systematisch onderbelicht. We tonen echter aan dat beiden niet onbelangrijk zijn. Door middel van een economisch modelmatige benadering evalueren we trade-offs van ruimtegebruik en tijdsbesteding tussen voedselproductie en andere diensten in tuinen. We combineren hierbij kwantitatieve en kwalitatieve gegevens om een eerste licht te werpen op de voedselproductie en het productiepotentieel in het tuincomplex in Vlaanderen. Daarnaast komen we tot een beter begrip van de potentiële bijdrage van tuinen naar de adaptieve capaciteit van huishoudens toe, en geven we aanbevelingen voor vervolgonderzoek.

## Bronnen

- Aerts, R. et al., 2008. Assisting natural forest regeneration in Northern Ethiopia: one intervention is not enough.
- Airriess, C.A. & Clawson, D.L., 1994. Vietnamese Market Gardens in New Orleans. *Geographical Review*, 84(1), pp.16–31. Available at: <http://www.jstor.org/stable/215778>.
- Alayon-Gamboa, J.A. & Gurri-Garcia, F.D., 2008. Home garden production and energetic sustainability in Calakmul, Campeche, Mexico. *Human Ecology*, 36(3), pp.395–407.
- Alber, J. & Kohler, U., 2014. Informal Food Production in the Enlarged European Union. , 89(1), pp.113–127.
- Algert, S.J., Baameur, A. & Renvall, M.J., 2014. Vegetable Output and Cost Savings of Community Gardens in San Jose, California. *Journal of the Academy of Nutrition and Dietetics*, 114(7), pp.1072–1076.
- Allaert, G. & Leinfelder, H., 2007. volkstuinen in Vlaanderen vanuit een sociologische en ruimtelijke benadering, Brussel.
- Van Apeldoorn, D.F., Sonneveld, M.P.W. & Kok, K., 2011. Landscape asymmetry of soil organic matter as a source of agro-ecosystem resilience. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140(3-4), pp.401–410. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S016788091100003X> [Accessed February 10, 2014].
- Baker, P.J. & Harris, S., 2007. Urban mammals: what does the future hold? An analysis of the factors affecting patterns of use of residential gardens in Great Britain. *Mammal Review*, 37(4), pp.297–315.
- Balmford, A., Green, R. & Phalan, B., 2012. What conservationists need to know about farming. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society*, 279(1739), pp.2714–24.
- Barthel, S., Folke, C. & Colding, J., 2010. Social-ecological memory in urban gardens: Retaining the capacity for management of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 20(2), pp.255–265.
- Barthel, S. & Isendahl, C., 2013. Urban gardens, agriculture, and water management: Sources of resilience for long-term food security in cities. *Ecological Economics*, 86, pp.224–234.
- Bedoin, F. & Kristensen, T., 2013. Sustainability of grassland-based beef production – Case studies of Danish suckler farms. *Livestock Science*, 158(1–3), pp.189–198.
- Bellwood, D.R. et al., 2004. Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 429(6994), pp.827–833.
- Bernués, A. et al., 2011. Sustainability of pasture-based livestock farming systems in the European Mediterranean context: Synergies and trade-offs. *Livestock Science*, 139(1–2), pp.44–57.
- Blitzer, E.J. et al., 2012. Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 146(1), pp.34–43.
- Bomans, K., Duytschaever, K., et al., 2010. Tare land in Flemish horticulture. *Land Use Policy*, 27(2), pp.399–406.
- Bomans, K., Steenberghen, T., et al., 2010. Underrated transformations in the open space—The case of an urbanized and multifunctional area. *Landscape and Urban Planning*, 94(3-4), pp.196–205.
- Bomans, K., Dewaelheyns, V. & Gulinck, H., 2009. Missing categories in open space planning. In C. A. Brebbia et al., eds. *Sustainable Development and Planning IV*, Vols 1 and 2. Southampton: Wit Press, pp. 317–327.
- Bomans, K., Dewaelheyns, V. & Gulinck, H., 2011. The spatial importance of gardens: a regional perspective. In V. Dewaelheyns, K. Bomans, & H. Gulinck, eds. *The Powerful Garden. Emerging views on the garden complex*. Antwerp: Garant Publishers, pp. 69–84.
- Broekx, S. et al., 2013. A web application to support the quantification and valuation of ecosystem services. *Environmental Impact Assessment Review*, 40(0), pp.65–74. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0195925513000140>.
- Buchmann, C., 2009. Cuban Home Gardens and Their Role in Social-Ecological Resilience. *Human Ecology*, 37(6), pp.705–721.



- Calvet-Mir, L., Gómez-Baggethun, E. & Reyes-García, V., 2012. Beyond food production: Ecosystem services provided by home gardens. A case study in Vall Fosca, Catalan Pyrenees, Northeastern Spain. *Ecological Economics*, 74(0), pp.153–160.
- Carpenter, S. et al., 2001. From Metaphor to Measurement: Resilience of What to What? *Ecosystems*, 4(8), pp.765–781.
- Chen, W.Y. & Wang, D.T., 2013. Economic development and natural amenity: An econometric analysis of urban green spaces in China. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12(4), pp.435–442.
- Chiang, A., 1984. *Fundamental methods of mathematical economics*, McGraw-Hill, Inc.
- Colding, J., 2007. “Ecological land-use complementation” for building resilience in urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, 81(1-2), pp.46–55.
- Colding, J. & Barthel, S., 2013. The potential of “Urban Green Commons” in the resilience building of cities. *Ecological Economics*, 86(0), pp.156–166.
- Colding, J. & Folke, C., 2012. Social taboos : “ Invisible” systems of local resource management and biological conservation. , 11(2), pp.584–600.
- Cook, E.M., Hall, S.J. & Larson, K.L., 2012. Residential landscapes as social-ecological systems: a synthesis of multi-scalar interactions between people and their home environment,
- Cooper, C.B. et al., 2007. Citizen Science as a Tool for Conservation in Residential Ecosystems. , 12(2).
- Couvillon, M.J., Schürch, R. & Ratnieks, F.L.W., 2014. Dancing Bees Communicate a Foraging Preference for Rural Lands in High-Level Agri-Environment Schemes. *Current Biology*, pp.1212–1215.
- Crossman, N.D. et al., 2013. A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosystem Services*, 4(0), pp.4–14.
- Cumming, G.S., 2011. *Spatial resilience in social-ecological systems*, Dordrecht Heidelberg London New York: Springer.
- Dale, V.H. & Polasky, S., 2007. Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. *Ecological Economics*, 64(2), pp.286–296.
- Daniel, F.J., 2008. Variations in rural development: a comparative analysis of the application of the Rural Development Regulation Framework in France and the Netherlands. *NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences*, 56(1–2), pp.7–19.
- Daskalov, G. et al., 2007. Trophic cascades triggered by overfishing reveal possible mechanisms of ecosystem regime shifts. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(25), pp.10518–10523.
- Davies, A., 2011. On constructing ageing rural populations. *Journal of Rural Studies*, 27(2), pp.191–199.
- Davoudi, S. et al., 2012. Resilience: A Bridging Concept or a Dead End ? “ Reframing ” Resilience : Challenges for Planning Theory and Practice Interacting Traps : Resilience Assessment of a Pasture Management System in Northern Afghanistan Urban Resilience : What Does it Mean in. , (April 2013), pp.299–333.
- De Decker, P., 2011a. A garden of Eden? The promotion of the single-family house with a garden in Belgium before the Second World War. In V. Dewaelheyns, K. Bomans, & H. Gulinck, eds. *The Powerful Garden. Emerging views on the garden complex*. Antwerp: Garant Publishers, pp. 27–49.
- De Decker, P., 2011b. Understanding housing sprawl: the case of Flanders, Belgium. *Environment and Planning A*, 43, pp.1634–1654.
- Van Delm, A. & Gulinck, H., 2011. Classification and quantification of green in the expanding urban and semi-urban complex: Application of detailed field data and IKONOS-imagery. *Ecological Indicators*, 11(1), pp.52–60.
- Dewaelheyns, V. et al., 2013a. Garden management and soil fertility in Flemish domestic gardens. *Landscape and Urban Planning*, 116, pp.25–35.

- Dewaelheyns, V. et al., 2013b. Garden management and soil fertility in Flemish domestic gardens. *Landscape and Urban Planning*, 116(0), pp.25–35.
- Dewaelheyns, V. & Gulinck, H., 2008. Inputs en outputs in privétuinen,
- Dewaelheyns, V., Rogge, E. & Gulinck, H., 2014. Putting domestic gardens on the agenda using empirical spatial data: The case of Flanders. *Applied Geography*, 50, pp.132–143.
- Domene, E. & Saurí, D., 2007. Urbanization and class-produced natures: Vegetable gardens in the Barcelona Metropolitan Region. *Geoforum*, 38(2), pp.287–298.
- EPA, 2002. *Guidance on Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection (for use in developing a quality Assurance project plan)*, Washington, DC: United States Environmental Agency, Office of Environmental Information.
- Firbank, L. et al., 2012. Delivering multiple ecosystem services from Enclosed Farmland in the UK. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, (0).
- Fischer, J. et al., 2008. Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(7), pp.380–385. Available at: <http://dx.doi.org/10.1890/070019>.
- Flohre, A. et al., 2011. Does soil biota benefit from organic farming in complex vs. simple landscapes? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141(1-2), pp.210–214. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167880911000843> [Accessed March 20, 2014].
- Folke, C. et al., 2004. Regime Shifts, Resilience, and Biodiversity in Ecosystem Management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1), pp.557–581.
- Folke, C., 2006. Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. *Global Environmental Change*, 16(3), pp.253–267.
- Fraser, E.D.G. et al., 2013. “Vulnerability hotspots”: Integrating socio-economic and hydrological models to identify where cereal production may decline in the future due to climate change induced drought. *Agricultural and Forest Meteorology*, 170, pp.195–205.
- Fraser, M.D. et al., 2009. Performance and meat quality of native and continental cross steers grazing improved upland pasture or semi-natural rough grazing. *Livestock Science*, 123(1), pp.70–82.
- Fraser, M.D., Vale, J.E. & Dhanoa, M.S., 2013. Alternative upland grazing systems: Impacts on livestock performance and sward characteristics. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 175, pp.8–20.
- Gaston, K.J. et al., 2005. Urban Domestic Gardens (IV): the Extent of the Resource and Its Associated Features. *Biodiversity and Conservation*, 14(14), pp.3327–3349.
- Gavilan, J. et al., 2012. Rentabiliteits- en kostprijanalyse vleevee, Departement Landbouw en Visserij, Afdeling Monitoring en Studie.
- Ghosh, S., 2012. Measuring sustainability performance of local food production in home gardens. *Local Environment*, pp.1–23.
- Giner, N.M. et al., 2013. Understanding the social determinants of lawn landscapes: A fine-resolution spatial statistical analysis in suburban Boston, Massachusetts, USA. *Landscape and Urban Planning*, 111, pp.25–33.
- Ginn, F., 2012. Dig for Victory! New histories of wartime gardening in Britain. *Journal of Historical Geography*, 38(3), pp.294–305.
- Goddard, M.A., Dougill, A.J. & Benton, T.G., 2010. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(2), pp.90–98.
- Goddard, M.A., Dougill, A.J. & Benton, T.G., 2013. Why garden for wildlife? Social and ecological drivers, motivations and barriers for biodiversity management in residential landscapes. *Ecological Economics*, 86(0), pp.258–273.
- Goode, D., 2006. *Green Infrastructure. Report to the Royal Commission on Environmental Pollution*, London.

- Van Gossum, P. et al., 2014. Hoofdstuk 11 - Ecosysteemdienst voedselproductie. In M. Stevens, ed. *Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen*. Technisch rapport. Brussels: INBO.
- Green, R.E. et al., 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science (New York, N.Y.)*, 307(5709), pp.550–5. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15618485> [Accessed March 24, 2014].
- Grewal, S.S. & Grewal, P.S., 2012. Can cities become self-reliant in food? *Cities*, 29(1), pp.1–11.
- Gulinck, H. et al., 2013. The landscape of interfaces: painting outside the lines C. Newman, ed. *Landscape & Imagination: towards a new baseline for education in a changing world*.
- Gunderson, L.H. & Holling, C.S., 2002. *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*.
- Haeg, F., 2008. *Edible estates: attack on the front lawn*, New York: Metropolis Books.
- Holling, C.S., 1996. Engineering Resilience versus Ecological Resilience. In P. Schulze, ed. *Engineering Within Ecological Constraints*. Washington, D.C., United States of America: National Academy Press.
- Holling, C.S., 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecological Systems*, 4, pp.1–23.
- Holzschuh, A., Dudenhöffer, J.-H. & Tschardtke, T., 2012. Landscapes with wild bee habitats enhance pollination, fruit set and yield of sweet cherry. *Biological Conservation*, 153(0), pp.101–107.
- Hughes, T.P. et al., 2005. New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(7), pp.380–386.
- Huybrechts, W., 2008. *Vallei van de Drie Beken : watersysteem en ecologie*, Brussels.
- Jansen, J.J., Sevenster, J. & Faber, P.J., 1996. *Opbrengst tabellen voor belangrijke boomsoorten in Nederland*,
- Jehlička, P., Kostecký, T. & Smith, J., 2012. Food Self-Provisioning in Czechia: Beyond Coping Strategy of the Poor: A Response to Alber and Kohler's "Informal Food Production in the Enlarged European Union" (2008). *Social Indicators Research*, 111(1), pp.219–234.
- Kaye, J.P. et al., 2006. A distinct urban biogeochemistry? *Trends in ecology & evolution*, 21(4), pp.192–9.
- Kerselaers, E. et al., 2013. Changing land use in the countryside: Stakeholders' perception of the ongoing rural planning processes in Flanders. *Land Use Policy*, 32(0), pp.197–206.
- Kinzig, A.P. et al., 2005. The Effects of Human Socioeconomic Status and Cultural Characteristics on Urban Patterns of Biodiversity. , 10(1).
- Kleijn, D. et al., 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature*, 413(6857), pp.723–725.
- Kleijn, D. et al., 2011. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology & Evolution*, 26(9), pp.474–481.
- Klein, R.J.T., Nicholls, R.J. & Thomalla, F., 2003. Resilience to natural hazards: How useful is this concept? *Environmental Hazards*, 5(1), pp.35–45.
- Kortright, R. & Wakefield, S., 2011. Edible backyards: a qualitative study of household food growing and its contributions to food security. *Agriculture and Human Values*, 28(1), pp.39–53.
- Kurz, T. & Baudains, C., 2010. Biodiversity in the Front Yard: An Investigation of Landscape Preference in a Domestic Urban Context. *Environment and Behavior*, 44(2), pp.166–196.
- Lambin, E.F., 2012. Global land availability: Malthus versus Ricardo. *Global Food Security*, 1(2), pp.83–87.
- Lauridsen, J., 2004. *Design and analysis of samples*.
- Leinfelder, H., 2007. *Open Ruimte als Publieke Ruimte*, Academia Press.

- Lenders, S., Lauwers, L. & Vervloet, D., 2005. Afbakening van het Vlaamse platteland, Brussel.
- Liekens, I. et al., 2013. Waardering van ecosysteemdiensten, een handleiding,.
- Loram, A. et al., 2007. Urban Domestic Gardens (X): the Extent & Structure of the Resource in Five Major Cities. *Landscape ecology*, 22(4), pp.601–615.
- Madaleno, I., 2000. Urban agriculture in Belém, Brazil. *Cities*, 17(1), pp.73–77.
- Malucelli, F., Certini, G. & Scalenghe, R., 2014. Soil is brown gold in the Emilia-Romagna region, Italy. *Land Use Policy*, 39, pp.350–357.
- Mandana, M.H.B.P.H., 2002. Improving Land Use Survey Method using High Resolution Satellite Imagery. Institute for Geo Information Science and Earth Observation.
- Marco, A. et al., 2008. Gardens in urbanizing rural areas reveal an unexpected floral diversity related to housing density. *Comptes rendus biologiques*, 331(6), pp.452–65.
- Martin, C. a., Warren, P.S. & Kinzig, A.P., 2004. Neighborhood socioeconomic status is a useful predictor of perennial landscape vegetation in residential neighborhoods and embedded small parks of Phoenix, AZ. *Landscape and Urban Planning*, 69(4), pp.355–368.
- Martinez, S. et al., 2010. Local food systems. Concepts, Impacts and Issues. EER 97 USDA, ed., United States Department of Agriculture.
- Mathieu, R., Freeman, C. & Aryal, J., 2007. Mapping private gardens in urban areas using object-oriented techniques and very high-resolution satellite imagery. *Landscape and Urban Planning*, 81(3), pp.179–192.
- McClintock, N., Cooper, J. & Khandeshi, S., 2013. Assessing the potential contribution of vacant land to urban vegetable production and consumption in Oakland, California. *Landscape and Urban Planning*, 111(0), pp.46–58.
- Van Meerbeek, K. et al., 2014. Quantification and Prediction of Biomass Yield of Temperate Low-Input High-Diversity Ecosystems. *BioEnergy Research*. Available at: <http://link.springer.com/10.1007/s12155-014-9444-6> [Accessed April 29, 2014].
- Meersmans, J. et al., 2008. A multiple regression approach to assess the spatial distribution of Soil Organic Carbon (SOC) at the regional scale (Flanders, Belgium). *Geoderma*, 143(1–2), pp.1–13.
- Meert, H., 2000. Rural Community Life and the Importance of Reciprocal Survival Strategies. *Sociologia Ruralis*, 40(3), pp.319–338.
- Meeus, B. & De Decker, P., 2013. De geest van suburbia, Antwerp: Garant Publishers.
- Melles, S., Glenn, S. & Martin, K., 2003. Urban Bird Diversity and Landscape Complexity: Species – environment Associations Along a Multiscale Habitat Gradient. , 7(1).
- Meyfroidt, P. et al., 2013. Globalization of land use: distant drivers of land change and geographic displacement of land use. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(5), pp.438–444.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis, Washington DC: World Resources Institute.
- Muys, B., 2013. Sustainable Development within Planetary Boundaries: A Functional Revision of the Definition Based on the Thermodynamics of Complex Social-Ecological Systems. , 1(1), pp.41–52.
- Nassauer, J.I., Wang, Z. & Dayrell, E., 2009. What will the neighbors think? Cultural norms and ecological design. *Landscape and Urban Planning*, 92(3-4), pp.282–292.
- Niñez, V., 1987. Household gardens: Theoretical and policy considerations. *Agricultural Systems*, 23(3), pp.167–186.

- De Nocker, L. et al., 2010. Actualisering van de externe milieuschadetekosten (algemeen voor Vlaanderen) met betrekking tot luchtverontreiniging en klimaatverandering, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, VITO.
- Oelmann, Y. et al., 2009. Nutrient impoverishment and limitation of productivity after 20 years of conservation management in wet grasslands of north-western Germany. *Biological Conservation*, 142(12), pp.2941–2948.
- Oosterbaan, A., Tonneijck, A.E.G. & de Vries, E.A., 2006. Kleine landschapselementen als invangers van fijn stof en ammoniak, Alterra.
- Pandey, C.B. et al., 2007. Homegardens of Andaman and Nicobar, India. *Agricultural Systems*, 92(1–3), pp.1–22.
- Pelvé, M.E. et al., 2012. In vivo and in vitro digestibility, nitrogen balance and methane production in non-lactating cows and heifers fed forage harvested from heterogeneous semi-natural pastures. *Livestock Science*, 144(1–2), pp.48–56.
- Peterson, G., Allen, C.R. & Holling, C.S., 1998. Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems*, 1(1), pp.6–18.
- Phalan, B., Balmford, A., et al., 2011. Minimising the harm to biodiversity of producing more food globally. *Food Policy*, 36, Supple(0), pp.S62–S71. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0306919210001223>.
- Phalan, B., Onial, M., et al., 2011. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science (New York, N.Y.)*, 333(6047), pp.1289–91. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21885781> [Accessed July 10, 2014].
- Phillips, M. et al., 2008. Diversity, scale and green landscapes in the gentrification process: Traversing ecological and social science perspectives. *Applied Geography*, 28(1), pp.54–76.
- Pimm, S., 1991. *The balance of nature?*, The University of Chicago Press.
- Pothukuchi, K. & Kaufman, J., 1999. Placing the food system on the urban agenda: The role of municipal institutions in food systems planning. *Agriculture and Human Values*, 16(2), pp.213–224.
- Preuss, I. & Vemuri, A.W., 2004. “Smart growth” and dynamic modeling: implications for quality of life in Montgomery County, Maryland. *Ecological Modelling*, 171(4), pp.415–432.
- Raes, W. et al., 2011. Economische resultaten van de Vlaamse land- en tuinbouw, Departement Landbouw en Visserij, Afdeling Monitoring en Studie.
- Reyes-García, V., Calvet-Mir, L., et al., 2012. Does Crop Diversification Pay Off? An Empirical Study in Home Gardens of the Iberian Peninsula. *Society & Natural Resources*, 26(1), pp.44–59.
- Reyes-García, V., Aceituno, L., et al., 2012. Home Gardens in Three Mountain Regions of the Iberian Peninsula: Description, Motivation for Gardening, and Gross Financial Benefits. *Journal of sustainable agriculture*, 36(2), pp.249–270.
- Reynolds, C.S., 2002. Resilience in aquatic ecosystems--hysteresis, homeostasis, and health. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 5(1), pp.3–17.
- Robbins, P., Polderman, A. & Birkenholtz, T., 2001. Lawns and Toxins An Ecology of the City. , 18(6), pp.369–380.
- Sannen, K., 2011. *Bedrijfsplan Bolhuis 2011-2016*,
- Scheffer, M. et al., 2012. Anticipating critical transitions. *Science (New York, N.Y.)*, 338(6105), pp.344–8.
- Scheffer, M. et al., 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413(6856), pp.591–6.
- Schreurs, E., Voets, T. & Thewys, T., 2011. GIS-based assessment of the biomass potential from phytoremediation of contaminated agricultural land in the Campine region in Belgium. *Biomass and Bioenergy*, 35(10), pp.4469–4480. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0961953411004594>.

- Schröter, D. et al., 2005. Ecosystem Service Supply and Vulnerability to Global Change in Europe. *Science*, 310(5752), pp.1333–1337. Available at: <http://www.sciencemag.org/content/310/5752/1333.abstract>.
- Segers, Y. & Hermans, R., 2011. Potatoes, spinach or flowers? Advices and practices on allotment gardening in Belgium, 1890-1940. In V. Dewaelheyns, K. Bomans, & H. Gulinck, eds. *The Powerful Garden. Emerging views on the garden complex*. Antwerp: Garant Publishers, pp. 51–66.
- Seymour, J., 1976. *The complete book of self-sufficiency*, CORGI books.
- Siviero, A. et al., 2011. Cultivation of food species in urban gardens in Rio Branco, Acre, Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, 25(3), pp.549–556.
- Smith, J. & Jehlička, P., 2013. Quiet sustainability: Fertile lessons from Europe’s productive gardeners. *Journal of Rural Studies*, 32, pp.148–157.
- Sproul, J. et al., 2014. Economic comparison of white, green, and black flat roofs in the United States. *Energy and Buildings*, 71, pp.20–27. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378778813007652> [Accessed May 30, 2014].
- Stern, P.C., 2000. Toward a Coherent Theory of Environmentally Significant Behavior. , 56(3), pp.407–424.
- Stevens, C.J. et al., 2011. The impact of nitrogen deposition on acid grasslands in the Atlantic region of Europe. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, 159(10), pp.2243–50.
- Stoate, C. et al., 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe—a review. *Journal of environmental management*, 91(1), pp.22–46.
- Stoorvogel, J.J. et al., 2004. The tradeoff analysis model: integrated bio-physical and economic modeling of agricultural production systems. *Agricultural Systems*, 80(1), pp.43–66.
- Strauss, A. & Corbin, J., 1998. *Basics of Qualitative Research: Grounded Theory Procedures and Techniques*, Sage Publications, Thousand Oaks.
- Swinton, S.M. et al., 2007. Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological Economics*, 64(2), pp.245–252.
- Syme, G.J. et al., 2004. Predicting and understanding home garden water use. *Landscape and Urban Planning*, 68(1), pp.121–128.
- Taylor, J.R. & Lovell, S.T., 2012. Mapping public and private spaces of urban agriculture in Chicago through the analysis of high-resolution aerial images in Google Earth. *Landscape and Urban Planning*, 108(1), pp.57–70.
- Taylor, J.R. & Lovell, S.T., 2013. Urban home food gardens in the Global North: research traditions and future directions. *Agriculture and Human Values*, 31(2), pp.285–305.
- Tempels, B. et al., 2013. *Veerkracht. Rapport WP2.*, Heverlee.
- Termorshuizen, J. & Opdam, P., 2009. Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development. *Landscape ecology*, 24(8), pp.1037–1052.
- Tratalos, J. et al., 2007. Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning*, 83(4), pp.308–317.
- Tscharntke, T. et al., 2012. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation*, 151(1), pp.53–59.
- Vanloqueren, G. & Baret, P. V., 2009. How agricultural research systems shape a technological regime that develops genetic engineering but locks out agroecological innovations. *Research Policy*, 38(6), pp.971–983.
- Vanloqueren, G. & Baret, P. V., 2008. Why are ecological, low-input, multi-resistant wheat cultivars slow to develop commercially? A Belgian agricultural “lock-in” case study. *Ecological Economics*, 66(2–3), pp.436–446.
- Verbeeck, K., Van Orshoven, J. & Hermy, M., 2011. Measuring extent, location and change of imperviousness in urban domestic gardens in collective housing projects. *Landscape and Urban Planning*, 100(1–2), pp.57–66.

- Vranken, L. & Swinnen, J., 2006. Land rental markets in transition: Theory and evidence from Hungary. *World Development*, 34(3), pp.481–500.
- Wainger, L.A. et al., 2010. Can the concept of ecosystem services be practically applied to improve natural resource management decisions? *Ecological Economics*, 69(5), pp.978–987.
- Walker, B. et al., 2004. Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and Society*, 9(2).
- Walker, B. & Salt, D., 2006. *Resilience Thinking: Sustaining Ecosystems and People in a Changing World.* , p.174p .
- Willemen, L. et al., 2010. Space for people, plants, and livestock? Quantifying interactions among multiple landscape functions in a Dutch rural region. *Ecological Indicators*, 10(1), pp.62–73.
- WinklerPrins, A.G.A., 2002. House-lot gardens in Santarém, Pará, Brazil: Linking rural with urban. *Urban Ecosystems*, 6(1-2), pp.43–65.
- Zell, C. & Hubbart, J.A., 2013. Interdisciplinary linkages of biophysical processes and resilience theory: Pursuing predictability. *Ecological Modelling*, 248(0), pp.1–10.
- Zhang, W. et al., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64(2), pp.253–260.
- Zmyslony, J. & Gagnon, D., 1998. Residential management of urban front-yard landscape: A random process? *Landscape and Urban Planning*, 40(4), pp.295–307.







# **Veerkracht van de bioproductieve ruimte**

Frederik Lerouge, Hubert Gulinck en Liesbet Vranken

# INHOUD

<b>Samenvatting .....</b>	<b>73</b>
<b>1 Veerkracht van de bioproductieve ruimte.....</b>	<b>75</b>
1.1 Introduction .....	76
1.2 Ecosystem services, land use change and spatial planning .....	77
1.3 Drivers affecting food production systems in Flanders.....	77
1.4 Methodological framework for evaluating land use alternatives under changing societal preferences .....	78
1.5 Application to a case of extensive meat production in Flanders .....	80
1.5.1 Case: extensive livestock production combined with nature development .....	80
1.5.2 Methodology .....	81
1.6 Results and discussion .....	83
1.7 General discussion & conclusions .....	89
<b>2 Voorkeuren van ruimtegebruikers voor     landschappelijke aanpassingen .....</b>	<b>90</b>
2.1 Introductie .....	90
2.2 Agromilieumaatregelen en landschappelijke aspecten .....	90
2.3 Methodologie.....	91
2.3.1 Benadering en experimentele opzet .....	91
2.3.2 Dataverzameling .....	94
2.4 Resultaten .....	96
2.4.1 Model .....	96
2.4.2 Resultaten & discussie.....	97
2.5 Conclusies.....	98
<b>3 Implicaties en aanbevelingen voor beleid .....</b>	<b>99</b>

## Samenvatting

Binnen WP2, deelonderzoek 'veerkracht van de bioproductieve ruimte', is beleidsondersteunend onderzoek verricht dat zich voornamelijk gericht heeft naar het praktisch uitdiepen van het veerkrachtbegrip naar operationalisering binnen ruimtelijk beleid toe. In dit rapport wordt de conceptvorming rond 'veerkracht' (Tempels et al. 2013) en 'bioproductieve ruimte' (Lerouge et al. 2015) verder uitgewerkt. We beschouwen bioproductieve ruimte als veerkrachtig wanneer het ecosysteemdiensten kan blijven leveren (incl. de nodige biofysische processen) onder wijzigende omstandigheden. We integreren hier verder concepten rond veerkracht met ecosysteemdiensten. Daarnaast worden preferenties van landgebruikers voor landschappelijke ingrepen die gerelateerd zijn aan agromilieumaatregelen onderzocht. Tot slot worden vanuit de totaliteit van het deelonderzoek naar veerkracht van bioproductieve ruimte, beleidsaanbevelingen geformuleerd. Deze beleidsaanbevelingen zijn ook voorgesteld op het eindcongres van het Steunpunt Ruimte op 10 december 2015 onder de titel "*Welke diensten dient onze open ruimte te leveren? Bioproductieve ruimte en ecosysteemdiensten als brugconcepten tussen landbeheer en ruimtelijke planning*".

Hoofdstuk 2 in dit rapport exploreert een analytische workflow om tot indicatoren voor ruimtelijke veerkrachtcomponenten te komen, met het oog op adaptief beheer van de bioproductieve ruimte. De eerste fase in deze benadering omvat een ruimtelijk expliciete evaluatie van meerdere ecosysteemdiensten over verschillende landgebruiksalternatieven. In een tweede fase worden schokken of verschuivingen geïntroduceerd, die een invloed kunnen hebben op de maatschappelijke waardering van deze ecosysteemdiensten. Sommige van deze variaties zijn veeleer gedreven door de maatschappij zelf, vb. een toenemende vraag naar bio-energie, of meer restrictieve milieunormen. Anderen zijn eerder gedreven door veranderingen in de biofysische context, zoals een toenemende vraag naar buffering tegen extreme weersomstandigheden, veroorzaakt door de klimaatsverandering. In een derde fase worden beleidsprioriteiten in rekening gebracht. Een vierde en laatste fase integreert deze aspecten door de resultaten herhaaldelijk te rangschikken voor de uiteenlopende scenario's en prioriteiten. Deze benadering laat ruimtelijke planners toe beleidsbeslissingen te verkennen en evalueren in het licht van verwachte trends, en tegen trade-offs tussen verschillende landgebruiksalternatieven. De benadering wordt hier gedemonstreerd op een gevalstudie.

Hoofdstuk 3 beschrijft preferenties van landgebruikers voor landschappelijke aspecten die gerelateerd kunnen worden aan agromilieumaatregelen. Het geeft een concrete kijk op hoe waarderingmethododes, in dit geval door middel van een discreet keuze-experiment, gebruikt kunnen worden om ruimtelijk beleid vorm te geven. Hiertoe is een survey uitgevoerd in Vlaanderen. De uitkomst van het onderzoek verschaft inzichten in de voorkeuren en betalingsbereidheid voor biodiversiteit, landschappelijke diversiteit, waterkwaliteit en erosiepreventie. Het kennen van deze publieke voorkeuren laten toe een beter begrip op te bouwen van de maatschappelijke baten en positieve externaliteiten, geleverd door landbouwlandschappen. Omgekeerd stelt een beter inzicht in de publieke opinie hieromtrent beleidsmakers in staat om een breder draagvlak te creëren voor het ruimtelijk beleid. Dit soort onderzoeken kan, indien voldoende rekening kan gehouden worden met onzekerheden bij het kwantificeren van ESD, op termijn input leveren voor een gericht beleid naar '*payment for ecosystem services*' (PES) schema's toe (Johnson et al. 2012).

Tot slot hernemen we in dit rapport de algemene beleidsaanbevelingen die voortvloeien vanuit dit deelonderzoek :

- Het concept 'bioproductieve ruimte' opnemen als een van de majeure en steunende concepten in het Beleidsplan Ruimte Vlaanderen.
- Vanuit dat concept meer gefocust en gericht omgaan met het open ruimte beleid; hierbij kan het beleid zelf een belangrijke coördinerende functie opnemen in relatie tot de specifieke functies en diensten voor die bioproductieve ruimte.
- Daartoe dient explicieter de integratie gezocht te worden tussen ruimtelijke planning en beleidsvelden van landbeheer, zoals plattelandsbeleid en landbouwbeleid.

- Verder concretiseren van trade-offs in bijvoorbeeld schema's van *payments for ecosystem services* (PES) met het oog op het internaliseren van positieve externaliteiten geleverd door de partners of nieuwe praktische allianties in het beheer van de bioproductieve ruimte.
- Inzetten op het detecteren, beschrijven en in kaart brengen van interacties en processen die geneigd zijn om onder de radar van beleid en onderzoek te blijven (bijvoorbeeld verpaarding, vertuining, ...).
- Het breed erkennen en verder modelleren van trade-offs tussen verschillende diensten in de multifunctionele ruimte, en dit op uiteenlopende schaalniveaus.

# 1 Veerkracht van de bioproductieve ruimte

De internationale markten, klimaatverandering en geopolitieke evoluties dwingen tot het telkens opnieuw bevragen van het belang van regionale en lokale voedselproductiesystemen. Het behoud van een zekere graad van zelfvoorziening in voedsel en biomassa, of van het potentieel daarvoor, is een belangrijke veerkrachtcomponent (Malucelli et al. 2014). Veerkrachtige productiesystemen organiseren zich zo, dat het geleverd niveau van bepaalde (bundels van) ecosysteemdiensten zich kan afstemmen op de behoefte, en dit zowel in respons op als proactief op schokken.

Vanuit een context waarbij de druk op de overgebleven open ruimte steeds toeneemt, is in Vlaanderen een polarisatie ontstaan tussen verschillende landgebruiken en uiteenlopende sectoren (Kerselaers et al. 2013). De sectorale aanspraken op ruimte die hieruit voortkomen, zijn een logische defensieve respons. Dit gaat echter ten koste van opportuniteiten tot verweving, en van opportuniteiten om meerwaarde te creëren door gebruik te maken van ruimtelijke complementariteiten (sensu Colding, 2007). Vanuit het inzicht dat in sommige gevallen geïntegreerde vormen van landgebruik beter tegemoet komen aan de vraag naar ESD, kan de vraag gesteld worden in welke mate de klassieke sectorale verdelingen de innovatieve invulling van bioproductieve ruimte in de weg staan, eerder dan ze te bevorderen.

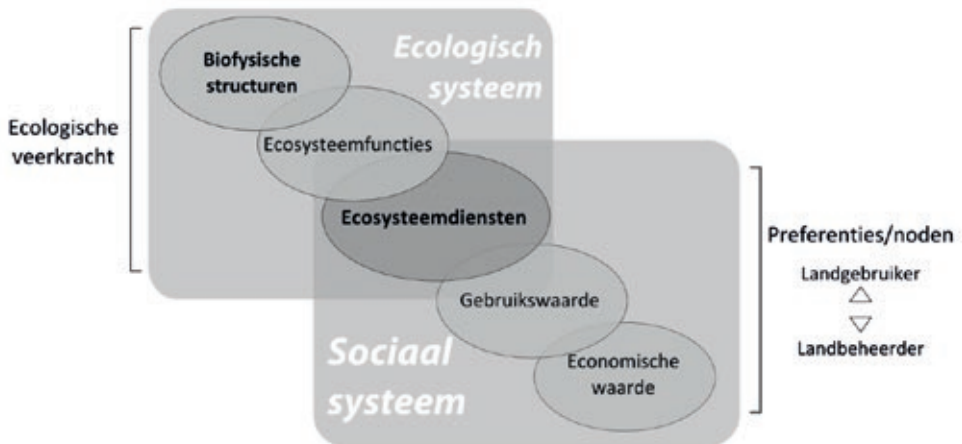
Reeds vroeg in het onderzoek hebben we daarom strikt sectorale kijk ingeruild voor een meer holistische benadering van voedsel- en biomassaproductie in de open ruimte, met het concept 'Bioproductieve Ruimte' (zie rapporten 'Veerkracht' en 'Bioproductieve Ruimte'). In dit rapport wordt de conceptvorming rond 'veerkracht' (Tempels et al. 2013) en 'bioproductieve ruimte' (Lerouge et al. 2015) verder uitgewerkt. We beschouwen bioproductieve ruimte als veerkrachtig wanneer het ecosysteemdiensten kan blijven leveren (incl. de nodige biofysische processen) onder wijzigende omstandigheden (Zell & Hubbart 2013). Eerder definieerden we ruimtelijke veerkracht van bioproductieve systemen als volgt:

*Ruimtelijke veerkracht kan omschreven worden als de capaciteit van sociaal-ecologische systemen om ruimtegebonden functies en diensten te bufferen tegen interne en externe schokken, door adaptieve vormen van ruimtegebruik en -inrichting.*

Deze definitie biedt voldoende houvast voor een operationaliseren van veerkracht naar de planningspraktijk. Voor een verdere uitdieping van deze definitie verwijzen we naar (Lerouge et al. 2015).

Een model dat de situering van het ecosysteemdienstconcept in sociaal-ecologische systemen bevattelijk maakt, is de zgn 'ecosysteemdienstcascade' (Potschin & Haines-Young 2011; Haines-Young & Potschin 2010). Dit model beschrijft ecosysteemdiensten als ingebed in het raakvlak tussen het ecologische systeem en het sociale systeem. De levering van ecosysteemdiensten hangt af van het functioneren van ecosystemen, welke op hun beurt geënt zijn op het biofysische substraat, dat ruimtelijk is. Aan de andere kant leveren ecosysteemdiensten een gebruikswaarde voor de maatschappij, die daar desgevallend een economische (monetaire) waarde aan kan koppelen. Het is belangrijk op dit punt meteen op twee algemene misvattingen te wijzen: (1) Deze cascade dient niet geïnterpreteerd te worden als een lineaire, hiërarchische opeenvolging van stappen, maar als een samenhangend geheel. Bij het werken met ecosysteemdiensten als conceptueel kader dient de hele cascade in rekening gebracht te worden. (2) het economisch waarden van ecosysteemdiensten houdt geenszins een pleidooi in voor de vermarkting ervan.





Tussen elk van de vijf componenten van deze cascade bestaan terugkoppelingen in beide richtingen. Preferenties en noden van landgebruikers en landbeheerder hebben een invloed op de gebruikswaarde en maatschappelijke waardering van ecosysteemdiensten, en vice versa. Binnen het ecologisch systeem kan ecologische veerkracht uitgedrukt worden als de capaciteit van ecosystemen om te (blijven) functioneren en diensten leveren onder wijzigende omstandigheden. Sociaal-ecologische veerkracht omvat een veel complexer begrip van het onderliggende systeem, zie hiervoor het rapport 'Veerkracht' (Tempels et al. 2013).

Het onderzoek dat wordt voorgesteld in dit hoofdstuk heeft zich gericht op het ontwikkelen van een analytische *workflow* voor het bepalen van indicatoren voor ruimtelijke veerkrachtaspecten.

## 1.1 Introduction

Land is becoming an increasingly scarce resource, because of increasing population pressure and associated urbanization, coupled with the increasing demand for food and (bio)energy products (Meyfroidt et al. 2013; Tschardt et al. 2012). This relative scarceness becomes more apparent with progressing insights that productive space worldwide delivers many functions and services (Lambin 2012), expressed by a.o. the concept of ecosystem services (ES) (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Meanwhile, injudicious use of remaining space puts constraints on its provision of ecosystem services (Stoate et al. 2009). Like many urbanized regions in the world, urbanization in Flanders, the northern part of Belgium, leads to an increasing competition for the remaining open space (Kerselaers et al. 2013). This puts additional constraints to the delivery of ecosystem services by inhibiting more integrated, multifunctional forms of land use. This is particularly the case for the agricultural sector, which traditionally shows a clear emphasis on maximizing provisioning ES, often at the expense of other services (Leinfelder 2007).

The ecosystem service concept shows great potential to contribute to an adaptive spatial planning paradigm, combining robustness to develop ecosystem functions and services with flexibility to find new development paths to answer challenges (van Buuren et al. 2013). However, it is not yet a mainstream practice in spatial decision making. Adaptive planning assumes that complex processes are characterized by a large degree of uncertainty. Dealing with this requires room for experiment, monitoring and learning. While ES modeling tools are able to facilitate the practical application of ES in planning practices (Ruckelshaus et al. 2015), it remains a challenge to overcome static frameworks when it comes to foster adaptive planning and land management.

A promising approach is to combine spatially explicit mapping of ES with valuation techniques. ES based decision tools should at least allow for the estimation of changes in ES delivery caused by land use and management changes (Ruckelshaus et al. 2015). Here, we

different land use under various scenarios of shifting values attributed to ES. This framework supports decision makers to consider and integrate ecosystem services in land planning and management.

## 1.2 Ecosystem services, land use change and spatial planning

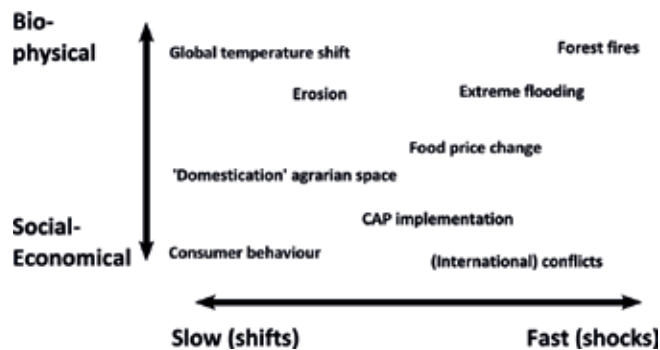
A practical application of ES in spatial planning is to evaluate land use alternatives for a whole range of ES. This should allow to choose for land use development pathways aiming at maximizing the supply of ES. It is generally assumed that this results in more environmentally sustainable decision making. The added value of the ES concept is to come loose from a strict productivistic approach, inspiring decision makers to take regulating and cultural ES into account as well.

The aim of this paper is to propose a conceptual framework to support scenario planning and foster adaptive decision making related to biproductive space, with particular attention to food systems. We define 'biproductive space' as all space providing ecosystem services through primary production processes in both (semi-)natural and agricultural ecosystems. These ecosystem services include food and biomass production, as well as regulating (e.g. climate regulation, pollination) and cultural (e.g. recreation, landscape amenity) services (Haines-Young & Potschin 2010).

The framework is based on an appraisal of the ecosystem services provided by biproductive space, irrespective of sectoral boundaries. This implies that agricultural areas can not only be seen as spaces for the production of food, fuel and fiber, but that associated non-provisioning ecosystem services are also to be recognized. On the other hand, there is potential for food and biomass production outside of the statutory agricultural area, for example on road verges, in natural areas and in residential gardens.

## 1.3 Drivers affecting food production systems in Flanders

Adaptation is meaningful only when described relative to a specific driver (Carpenter et al. 2001). Drivers generate shifts (slow) or shocks (fast), and can be of bio-physical or socio-economic nature (Figuur 1). A driver can cause a directional change to the social-ecological system. This in turn, influences the way land is used by that system. Examples of slow shifts are land speculation and privatisation, or ageing of the farmer population leading to farm size increase and the emergence of non-agricultural land use on farmland. Examples of faster shocks are extreme weather events, market price fluctuations or international conflicts.



Figuur 1. Drivers

As part of the Millennium Ecosystem Assessment (2005), Nelson et al. (2006) provide an overview of relevant direct and indirect drivers for global ecosystem change. Direct drivers

cited are climate variability and change, drivers related to exploitation, land conversions, and biological invasions and diseases. Indirect drives cited are demographics, economics, socio-politics, science and technology, and culture and religion. For Flanders, conversion of land from agricultural use into other uses is a relevant driver that is easily overlooked, because the total area of statutory agricultural land remained relatively constant during the last decades. Nonetheless, recent research points out that an estimated 10% of the agricultural land is used for non-agricultural purposes (Verhoeve et al. 2015). Land ‘horsification’, i.e. use for recreational horse keeping is part of this driver (Bomans et al. 2010), as well as competition for hobby animal feed production (Van Gossum et al. 2014). These trends decrease the availability of land for agriculture both directly, by occupying land, and indirectly, e.g. by increasing land prices. This might limit the spatial adaptive capacity of the agricultural sector. Also exploitation is considered a major driver in Flanders, with soil degradation, compaction and potential water shortage as major aspects (Van Gossum et al. 2014). Similarly, climate variability and change is an important driver. Although several benefits can be associated with climate change for Flemish food production, for most crop and livestock production systems a net productivity loss is expected, even when measures for adaptation are taken into account (Gobin et al. 2008). However, the relative productivity loss is expected to be less for agro-ecological production models, characterized by higher intrinsic tolerance levels to stress (Ulanowicz et al. 2009).

## **1.4 Methodological framework for evaluating land use alternatives under changing societal preferences**

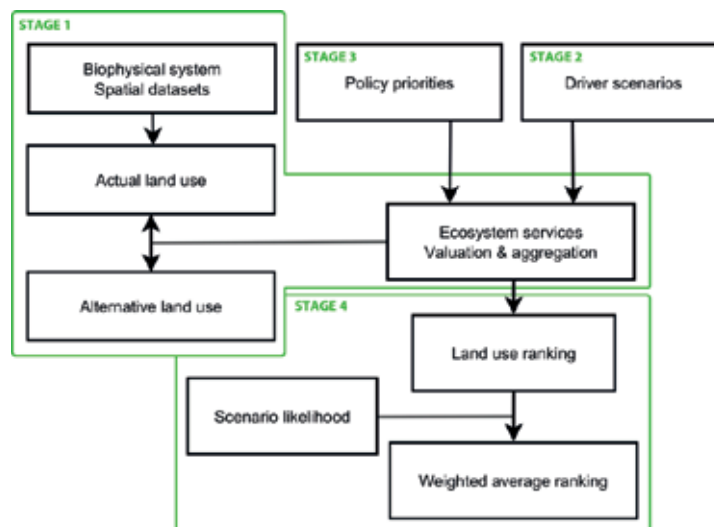
In Figuur 2 we present the methodological framework in the form of a toolkit. For the purpose of clarity, we subdivided this framework in 4 distinct stages. On the input side is a mapping of the biophysical system and actual land use, as well as possible land use alternatives. This mapping should be sufficiently detailed to be used to assess the delivery of ES by the land use alternatives. Since the EU calls its member states to map ES in the framework of Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020, there is an important momentum to use such mapping efforts for land use evaluations.

In Stage 1, the differences in ecosystem services delivered by these alternatives in comparison to the actual land use are quantified and valued. This evaluation should be quantitative and allow for aggregation of the ES, i.e. that different ecosystem services can be combined and compared. For this purpose, we use monetary valuation. The differences in ecosystem service delivery are calculated between a baseline land use, e.g. the actual land use, and a land use alternative.

In Stage 2, the assigned values are recalculated for different driver scenarios. Bio-physical and socio-economic shocks can influence the societal demand for specific ecosystem services. Examples are changing demand for local or organic food products, for recreational space, or for regulating services, such as water storage or fine particle filtration. Changes in demand and supply will typically affect the value of a good or service. Some of these variations are essentially driven by society, e.g. changed bioenergy demand or more restrictive air quality targets. Other variations are rather induced by biophysical factors, like increased need for buffering of extreme weather events. To allow these drivers to be taken into account, a factor reflecting a change in demand and associated valuation is introduced in the valuation step for each ecosystem service. While the biophysical output of different land use alternatives may not change, the value attached to the output may change due to changing societal demand for the services delivered.

Stage 3 allows for assigning weights to individual ecosystem services. Spatial planners may decide to attach higher importance to certain ecosystem services. This can for example be done to prioritize specific ES for the area under consideration, or to take into account that

there is a minimum quantity of ecosystem structure and process required to maintain a well-functioning ecosystem capable of supplying services. Below such a threshold, the SES might collapse and the economic value below this safe minimum standard drops to zero or becomes negative. Uncertainties on the exact value of this threshold, might also stimulate prioritization of ES (precautionary principle). If one fears that the ecosystem state is approaching a minimum standard of functioning, one might attach more importance to the associated ecosystem services in order to conserve the ecosystem structure and functions. But also end users attach different levels of importance to ES (Casado-arzuaga et al. 2013). Alternatively, weight factors can also be a means to explore the influence of various policy priorities. For example, one can increase the weight of regulating services in the case of a landscape where buffering against disturbances is of great importance. Or, where climate neutrality is a priority, the importance attached to carbon sequestration in soil and biomass can be increased. These examples illustrate the potential of the proposed framework for spatially explicit evaluations. Stage 4 provides the means to aggregate the information in a useful way. Adding drivers and policy priorities quickly leads to a large output matrix, making the output difficult to grasp. In terms of adaptive governance, we are mainly interested in identifying these land use alternatives that provide, on average, the highest value of ecosystem services under various potential scenarios. Calculating rankings provides an elegant way to extract this information from this large output matrix. Therefore, all land use alternatives are ranked relative to the baseline land use, and for each land use alternative, the weighted mean rank is calculated. This means that, if a land use alternative is consistently preferred over the others in different driver scenarios, it will have a high mean ranking (i.e. the mean ranking approaches 1) and the standard deviation of this land use alternative will be low. A high mean ranking (low ranking number) is thus indicative for a high relative preference for the alternative. A low standard deviation in turn, indicates a high ranking consistency of the alternative, in the light of the driver scenarios, and in comparison with the other alternatives. This ranking will change if the policy priorities change, because the aggregate values of the ecosystems services delivered by each land use alternative also change. The ranking may also change if it is considered that some future scenarios of drivers and shocks are more likely than others. In the latter case, the different scenarios get a unequal weight, e.g. proportional to their likelihood to occur, when calculating the average ranking of the land use alternatives.



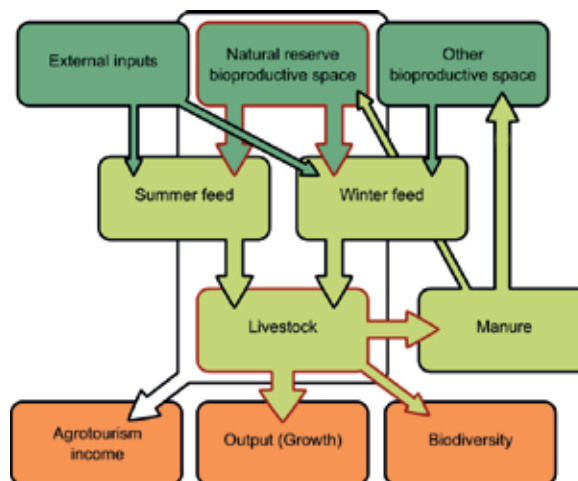
Figuur 2. The structure of the toolkit.

The toolkit allows spatial planners to explore trade-offs between various land use alternatives, taking ecosystem services into account. It is applied to a case to demonstrate its use for scenario planning.

## 1.5 Application to a case of extensive meat production in Flanders

### 1.5.1 Case: extensive livestock production combined with nature development

The case is an unconventional livestock farming in Flanders, aiming at reconciling organic meat production with nature management. This agro-ecological production strategy aims to close cycles as much as possible, and to adapt to both the local biophysical conditions and biodiversity targets. Due to the high background deposition of nutrients, the extraction of nutrients is an important aspect of ecological grassland management (Stevens et al. 2011; Oelmann et al. 2009). Because of this, nature management in Flanders generates a biomass waste stream. This waste stream is spatially and temporally spread, making adequate removal and processing a challenge. An outline of the production system is given in Figure 3.



**Figuur 3.** The livestock production system of the case farm is largely based on feed from a natural reserve.

The bioproductive space used comprises 44 parcels covering about 113 ha in total. Since most of the biomass is of inferior quality, the farm relies on relatively rare local breeds which are able to digest the low-quality feed from extensive grasslands within the natural reserve. This low-quality feed forms the mayor component of the animals' diet, either by directly grazing the parcels, or cutting the grasslands for feed production. In addition, a number of parcels with a more intensive grass-clover cultivation are strategically included in the farm's bioproductive space. The purpose of these parcels is twofold: (1) adding a nutritious share the animals' diets, and (2) providing space to spread manure. In doing so, the farm effectively extracts nutrients out of the natural reserve. Through both on-farm diversification and collaboration with other farms, the farmer is able to adapt to the specific requirements of the nature management plans. In the analysis we compare this agro-ecological farming strategy with a number of more conventional alternatives.

## 1.5.2 Methodology

### Stage 1: Spatial explicit ecosystem service evaluation

All parcels of the case farm were digitized in a GIS (ArcGIS 10.1) and attributes like land use, production, grazing and mowing intensity were added from the farm registry. The land use was verified using aerial imagery (Aerodata International Surveys 2007) combined with fieldwork (early 2013). Using spatial overlays, additional data was attributed to the parcels: the Biological Valuation Map (AGIV 2010); soil texture and moisture data (AGIV 2006); the Habitat map v5.2 indicating habitats of the EU Habitat Directive (INBO 2010); flooding risk zones (VMM 2006); and prevalence of woody vegetation based on the 'Groenkaart' (ANB 2010; ANB 2013).

The actual land use was used as the Reference scenario. On a parcel by parcel basis and in collaboration with the farmer, 'what if' land use alternatives were formulated corresponding to different farm management choices: IntensiveMIN is a land use alternative that corresponds to a conventional livestock farming within the limits posed by the biophysical system. IntensiveMAX is a corner solution corresponding to maximal intensive livestock farming, ignoring local biophysical constraints. IntensiveSRC is a land use alternative that represents a mixed farming for livestock and woody biomass production. It assumes short rotation coppice on the most humid parcels near the farm.

We subsequently compared the capacity of actual land use to supply ecosystem services with the capacity of each of these alternatives. Monetary valuation is used to allow for comparison and aggregation of the different ecosystem services. We used the methodology developed by Broekx et al. (2013), which is available in an online tool 'Nature Value Explorer'. This tool values differences in ecosystem services delivery between land use alternatives.

As such this analysis, described in detail in (Lerouge et al. 2016), yields differential estimates for the land use alternatives for a number of ecosystem services, namely crop & livestock production, woody biomass production, fine particle filtration (PM<sub>10</sub>), carbon sequestration in soil and biomass, nitrogen and phosphorous sequestration in soil, and cultural services using a stated preference method. Lower and upper estimates for the differential values are provided. To avoid overestimating the differential ecosystem services, we work with the lower estimates.

### Stage 2: formulating driver and shock scenarios

For demonstrative purposes, four shock scenarios were formulated, including a baseline scenario for comparison. The baseline scenario assumes no changes in the demand for and hence valuation of ecosystem services, and can be used as a reference to evaluate the influence of the other driver scenarios. Two scenarios were included to explore the effect of an increasing valuation of food produce: FoodValueGlobal, assuming a general increase of food valuation to the level of 150% of the original value, and FoodValueOrg, assuming this value increase only to apply to organic food products. This last driver scenario corresponds for example with the emergence of a local market for organic produce, offering higher prices to the farmers involved. The RecValue scenario assumes a similar valuation increase for the recreation value of green open space. Such a scenario is likely to occur in any peri-urban context where a population increase is associated with a net decrease of open space available for outdoor recreation.

Each driver or shock scenario results in change in the valuation of a particular ecosystem service. For every driver scenario the relative value of ecosystem services supplied under different land use alternatives was calculated.

### Stage 3: Policy priorities

The aggregated value for the ecosystem services supplied by different land use alternatives was initially calculated as the unweighted sum of the value of individual ecosystem services. However, policy makers might want to assign a larger weight to specific ecosystem services. For demonstrative purposes, we used the weighting matrix provided in Tabel 1.

**Table 1. Weights assigned to individual ecosystem services during aggregation to explore the impact of policy priorities**

Ecosystem service	Equal weight	More weight attached to...				
		Regulating services	Provisioning services	Cultural services	Carbon sequestration	Bioenergy production
Cultural services P	1	0.8	0.8	1.7	0.7	0.6
storage (soil)	1	1.12	0.8	0.9	0.7	0.6
N storage (soil)	1	1.12	0.8	0.9	0.7	0.6
C storage	1	1.12	0.8	0.9	1.9	1.4
(biomass) C storage	1	1.12	0.8	0.9	1.9	1.4
(soil)	1	1.12	0.8	0.9	0.7	1.4
Air quality	1	0.8	1.6	0.9	0.7	1.4
Wood	1	0.8	1.6	0.9	0.7	0.6

Crop & Livestock

Once again, a baseline is included in which all ecosystem services are weighted equally, to allow for comparison between weighted and non-weighted analysis. The setting 'Regulation' implies regulating services to be assigned a larger importance. Similarly, the setting 'Production' puts emphasis on provisioning services, 'Recreation' on cultural services, 'Carbon' on carbon storage in soil and biomass, and 'Bioenergy' on ecosystem services provided by woody biomass.

Defining regionally variable priorities for ecosystem services is essential for spatial planning applications. For example one can decide to emphasize buffering and regulating services in upstream water catchments, or provisioning services on particularly fertile soils in an effort to promote efficient land use.

#### Stage 4: Ranking

The aggregated values are calculated for five policy priorities, over five driver scenarios, for the reference and 3 land use alternatives. This yields an output matrix of 5x5x3 comparison results indicating in Euros whether the land use alternative in its respective context represents societal benefits (positive balance) or costs (negative balance).

For each of the driver scenario, land use alternatives were ranked based on the amount of aggregated ecosystem services that they supplied. For this particular case this means we end up with a table ranking the land use alternatives from 1 to 4 in order of preference, for each driver scenario.

**Table 2. Overview of scenarios and the likelihood distributions used for the demonstration**

Scenario	Description	Likelihood			
		A	B	C	D
Baseline	Original comparison for reference.	0.2	0.31	0.14	0.08
FoodValueGlobal	Increased valuation of food (150%)	0.2	0.21	0.34	0.08
FoodValueConv	Increased valuation of conventional food (150%), status quo for organic food	0.2	0.06	0.24	0.08
FoodValueOrg	Increased valuation of organic food (150%), status quo for conventional food	0.2	0.26	0.09	0.23
RecValue	Increased valuation of recreational services (150%)	0.2	0.16	0.19	0.53

Next, the mean rank was calculated for each land use alternatives, and weighted according to the likelihood that a scenario occurs. In addition, four different sets of likelihood figures for these scenarios are formulated.

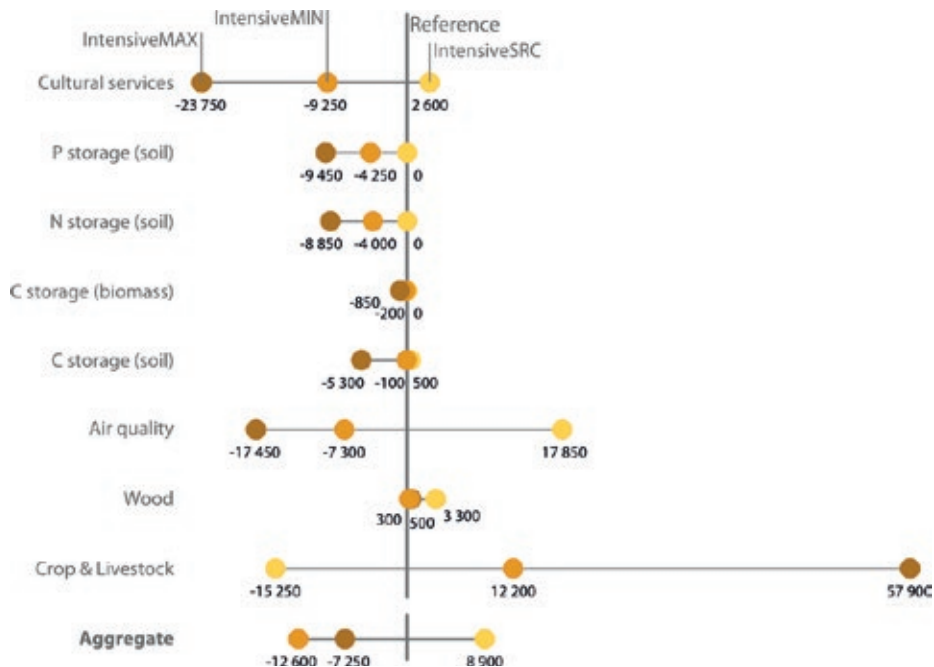


- A. 'equal': assuming all of the scenarios are equally likely to occur, i.e. no weighting is applied in calculating the mean ranking;
  - B. 'organic': assuming scenarios in which demand for and hence valuation of organic food increases, are relatively more likely to occur. A larger weight is attributed to the FoodValueOrg and FoodValueGlobal drivers, as well as to the baseline scenario ;
  - C. 'conventional': similar to the previous, but assuming scenarios in which the valuation of more conventional produce increases, are more likely to occur;
  - D. 'recreation', assuming increasing demand for recreational services due to population pressure and increased urbanisation.
- These will be used as weighting factors in calculating the mean ranking in stage 4.

## 1.6 Results and discussion

### Stage 1: Spatial explicit ecosystem service evaluation

In presenting the results, the actual land use (Reference) is used as a reference for benchmarking the other alternatives (Figuur 4). As expected, the conventional production-oriented scenarios IntensiveMIN and IntensiveMAX perform better for provisioning services, but less good for nearly all other ecosystem services evaluated. The IntensiveSRC scenario performs relatively well in the analysis, offsetting losses of provisioning services by increased fine particle filtration and cultural services. The aggregated estimates position the actual scenario as delivering more societal benefits than the more intensive farming models, but less than a model including woody biomass production.



Figuur 4. The evaluation of ecosystem services indicates relative societal benefits provided by the studied land use alternatives (baseline scenario, no weighting applied).

The fine particle filtration ('air quality') in particular contributes to the overall positive assessment of the IntensiveSRC land use alternative. Fine particle filtration however, is a positive externality that is difficult to internalize in a production system. Moreover, the productivity for woody biomass in the case area is relatively low, and short rotation coppice is

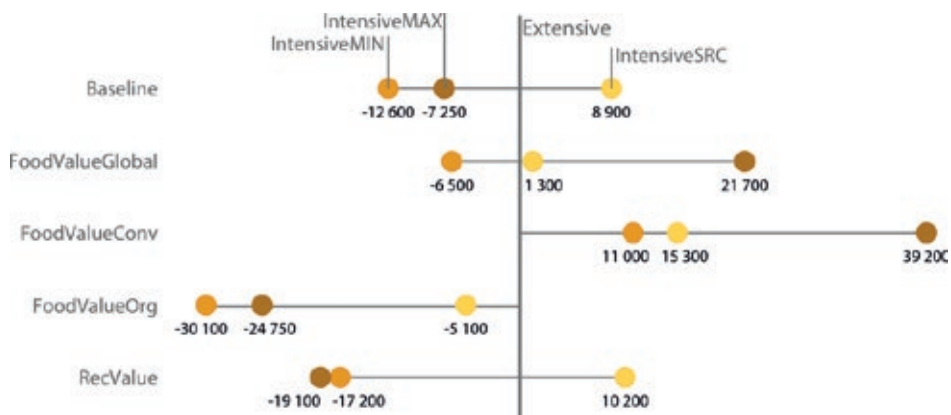
largely in contradiction with local biodiversity targets. All these factors partially explaining why this land use is not adopted by the case farm. We have to point out that the assessment of ecosystem services is at this stage relatively rough, in particular with respect to cultural services. Moreover for the IntensiveSRC alternative, the ecosystem service estimations are based on a young monoculture of either willow or poplar species as a proxy for short rotation coppice. A short rotation coppice stand is visually less appealing compared to a young forest stand on which the valuation tool is based, therefore the result for cultural benefits is likely to be an overestimation.

The results of the comparisons in this stage will improve considerably as scientific work on the quantitative assessment and valuation of ecosystem services advances. The analysis presented in this paper is predominantly based on a Flemish evaluation framework, the Nature Value Explorer (v2, Broekx et al. 2013) that is also accessible to policy makers and spatial planners and is continuously in development. The development of this valuation tool explicitly takes into account the trade-off between sophistication and ease of use. Recent efforts of EU member states to map ES open new opportunities to include the ES concept in spatial planning and land management. A spatially explicit approach has the advantage that spatial variations in ecosystem services valuation can be taken into account. An example is a higher recreational value attributed to open space in more densely populated areas, or where substitutes are rare.

While an assessment of the accuracy of the tool is beyond the scope of this research, a number of shortcomings at this stage could be identified. Mainly for regulating and cultural services, spatially explicit land use complementarities are insufficiently taken into account. This makes evaluating land use configuration alternatives impossible, while they might constitute a major opportunity to improve the overall societal benefits generated by a land use system, in particular in a highly used, peri-urban landscape (Colding 2007). Another challenge for valuation tools lies in the importance to take social-ecological innovations into account, many of which rely on spatial complementarities. For the case farm studied in this research, the principal social-ecological innovation is the explicit association between the traditionally segregated sectors of farming and nature management. Also, a number of ecosystem services are not yet included in the valuation tool. Adding additional ecosystem services to the assessment has the potential benefit to incorporate more of the positive and negative externalities, but at the risk of increased double counting (Loomis et al. 2000; Ninan & Inoue 2013).

## **Stage 2: Driver scenarios**

In Figuur 5, we illustrate the amount of ecosystem services supplied under different land use alternatives for different driver scenarios, i.e. for different changes in the changes in demand for and hence valuation of ecosystem services. Initially, we simply aggregated all individual ecosystem services, i.e. equal importance was attached to each of them. These results demonstrate how certain drivers or shocks cause thresholds to be crossed, whenever land use alternatives switch position relative to the Reference alternative or to each other. A general increase in the demand for food and in the food value as simulated by the FoodValueGlobal scenario, generates a relative increased preference for conventional intensive land use alternatives. When the value increase is constricted to conventional produce, the extensive land use scenario becomes the least preferred. In contrast, a selective increase in the demand for and value of organic produce, which could for example be caused by the emergence of a market for locally produced organic food, has the opposite effect. Increasing demand for open recreational space might contribute to the emergence of extensive production systems, as illustrated by the RecValue scenario.



**Figure 5. Relative performance (in terms of ecosystem services) of land use alternatives for each of the driver scenarios.**

For this demonstration, we assumed all defined scenarios are equally likely to occur and we assumed that individual ecosystem services are simply aggregated (i.e. without attaching more importance to one of the ecosystem services).

### Stage 3: Applying policy priority settings

Figure 6 illustrates how thresholds might be crossed when policy priorities are incorporated into the calculation. This is of particular interest in spatial planning when the policy priorities are formulated in a spatially explicit way, or rooted in spatial analysis. For example, a community deciding to strive for carbon neutrality might increase the weight of carbon sequestration in the toolkit. The spatial focus can be more selective, for example in an analysis where water buffering capacity is weighted more in catchments that are upstream of problematic flooding areas. Ideally, the user will incorporate such spatial heterogeneity in the first stage, during assessment and valuation of the ecosystem services.

If more importance is attached to food production, then the IntensiveMAX land use alternative is performing best. When interpreting the results, one should however bear in mind that the IntensiveMAX land use alternative is a corner solution that does not take local biophysical constraints into account. The more importance one attaches to cultural services, the less well the IntensiveMIN and IntensiveMAX land use alternatives are performing. More focus on bio-energy production or on the supply of regulating services increases the performance of IntensiveSRC land use alternative.

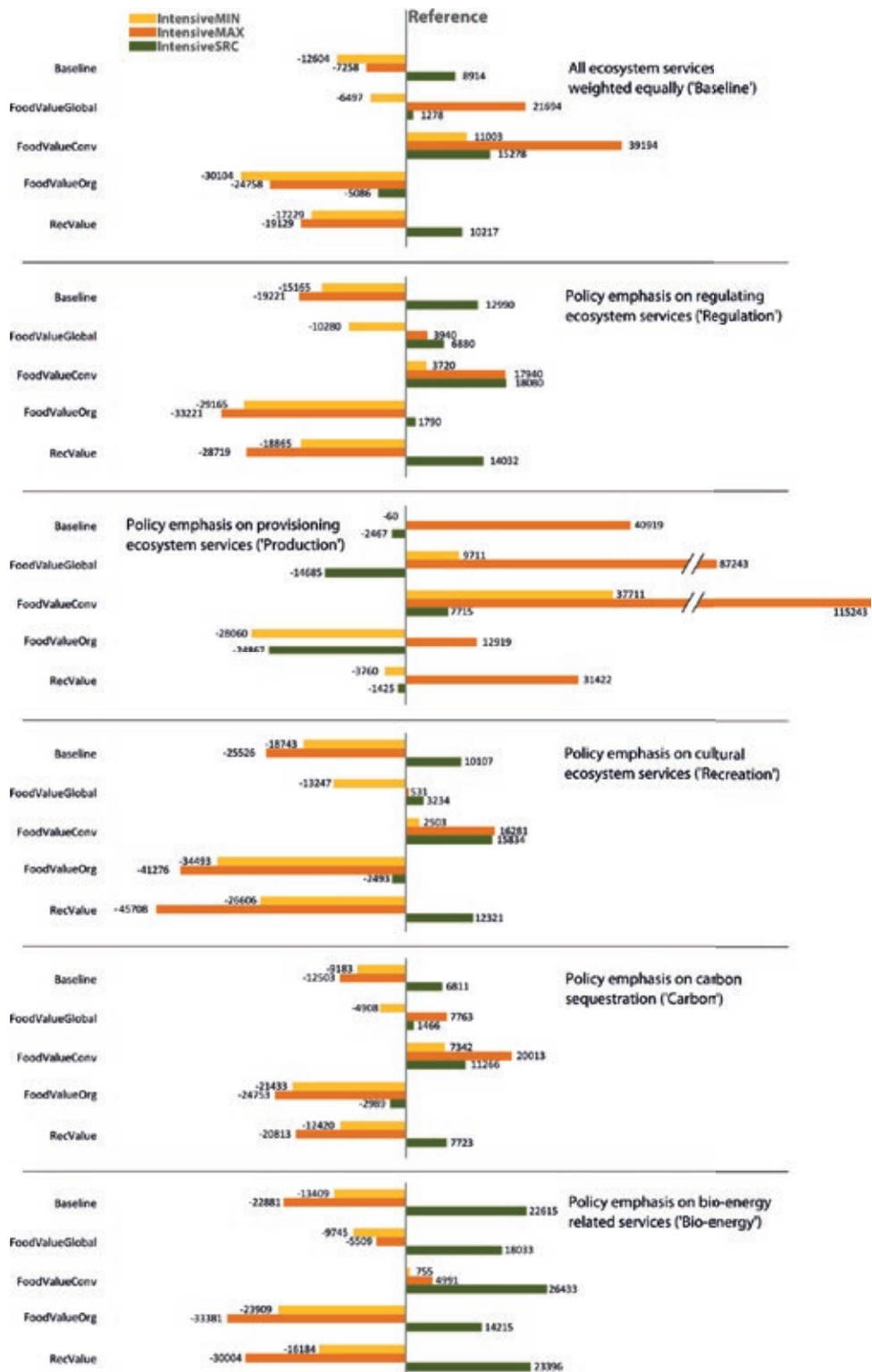


Figure 6. Relative performance (in terms of ecosystem services) of land use alternatives for each of the driver scenarios and for different policy priorities

## Stage 4: Ranking

Ranking the land use alternatives is an elegant way to summarize the results from the scenario analysis taking policy priorities into account. Changes in ranking of land use alternatives due to different likelihood of future scenarios or due to different policy priorities are of particular interest. When a ranking is consistent, e.g. when one land use alternative is systematically higher, combined with a low variation of the mean ranking, the land use preference can be said to be resilient. It is useful to explore how the ranking of specific land use alternatives changes when one considers a specific future scenario more likely than another, or when one attaches more importance to specific ecosystem services.

For the demonstrative evaluation of the case farm, both the IntensiveSRC and IntensiveMIN mean scenario rankings are relatively consistent. Even for varying likelihood of future scenarios, they generally rank as the most and least preferred land use alternative, respectively. This in contrast to Reference and IntensiveMAX, showing more variability in their respective ranking.

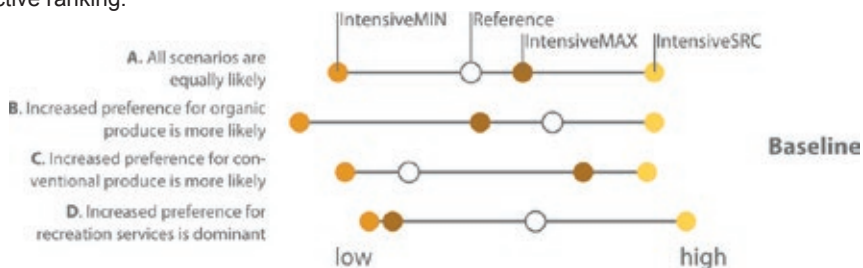


Figure 7. Ranking of land use alternatives with no specific policy priorities formulated ('baseline').

If policy emphasizes regulating services, the extensive land use alternative (i.e. the reference) is systematically ranked second, while the IntensiveSRC alternative would be consistently preferred.

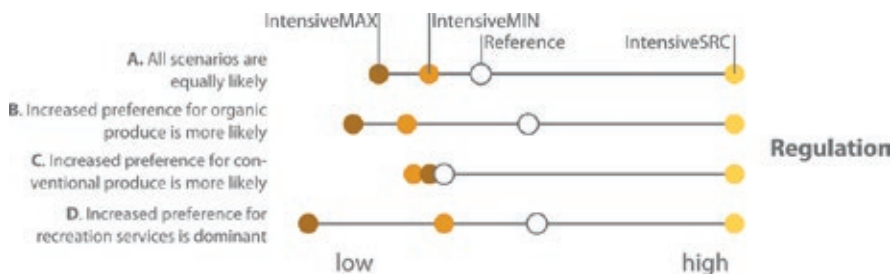
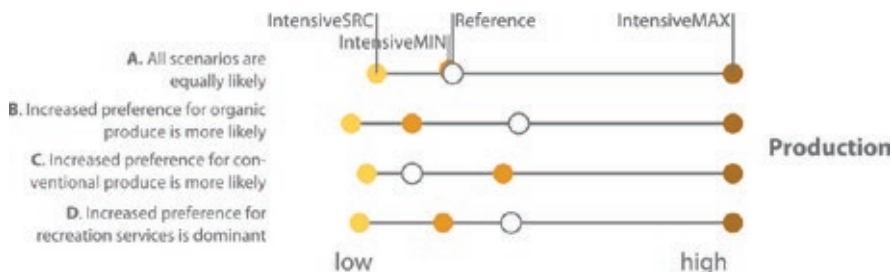
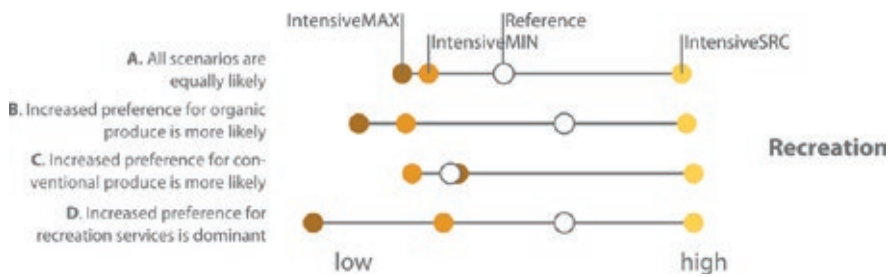


Figure 8. Ranking of land use alternatives with policy priority for regulating ecosystem services.

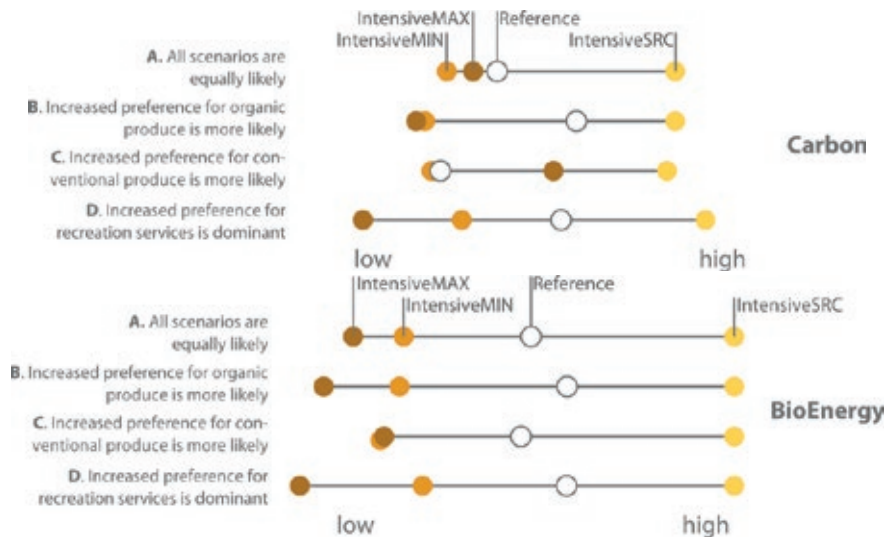
Where policy emphasizes provisioning services, the ranking shifts and the IntensiveSRC alternative becomes the least preferred. Notably, even under these priority settings, the Reference alternative is preferred over the IntensiveMIN alternative.





**Figure 9. Ranking of land use alternatives with policy priority for provisioning and cultural ecosystem services.**

Emphasizing cultural benefits increases the consistency of the Reference alternative slightly. Here too, if one assumes an increased demand for organic produce rather than an increased demand for conventional food, the Reference alternative outperforms the IntensiveMIN and IntensiveMAX scenario. However, if one assumes an increased demand for conventional food more likely, then the Reference alternative is ranked third after IntensiveMAX alternative. However, one should take into account that the IntensiveMAX scenario is a corner solution that does not take the local biophysical conditions into account.



**Figure 10. Ranking of land use alternatives with policy priority for carbon storage and bio-energy production.**

The impact of a policy towards carbon sequestration on the ranking is limited. This is not the case for the policy priority setting towards bio energy, which not surprisingly pushes the intensive production alternatives to the end of the ranking. Although these summarizing rankings provide a clear and simple way of interpreting the scenario evaluation, they do not contain all information and should be interpreted with care. For each scenario – policy priority combination of interest, it is recommended to look at the rankings of the individual scenarios. As such, we see the aggregated ranking output at this phase as a useful way of exploring the results of the toolkit. However, comparison of the ranking value with the consistency and standard deviation of the ranking can be used as an indication for the relative spatial resilience of the land use scenario in question.



## 1.7 General discussion & conclusions

As ex ante evaluations of ecosystem services performance under land use changes becomes more common, one should consider the possible caveats and strengths of these evaluations. We propose an analytical workflow to explore the behavior of such evaluations under changing policy priorities and future development scenarios. This research aims at developing a toolkit for planners to incorporate ecosystem services in the decision making process. The conceptual toolkit was demonstrated using an actual case farm, applying a variety of illustrative scenarios. Besides the potential for supporting policy makers, the toolkit provides useful feedback for adaptive management of other stakeholders. For the example of the case farm, including more standing woody biomass in the production model is highlighted as a potential means towards increasing the total societal benefits delivered by the farm.

We see a number of potential applications for the proposed analytical workflow. First and foremost, it can contribute to regional spatial planning and land use optimization. By allowing to explore the effect of multiple future scenarios, it can contribute to adaptive governance approaches, e.g. by means of scenario planning exercises. As techniques for quantifying and valuing ecosystem services evolve and get more refined, the approach can contribute to PES schemes (Ruckelshaus et al. 2015).

Despite this potential, we also recognize a number of potential caveats to this approach. The analytical framework draws heavily on monetary valuation of ES, with associated advantages and drawbacks. The rationale for using monetary valuation is twofold: it allows for comparison of a diverse range of ecosystem services. But more importantly, it allows for comparisons with economic indicators. However, the approach does not aim at calculating absolute values for ES, nor at commodification of ES. The use of output figures without proper interpretation of the underlying assumptions might lead to wrong conclusions. Also, the quality of the output is directly dependent on the quality of the input and applied models. Even though simplifying complex social-ecological processes intuitively goes against the ambitions of interdisciplinary scientists, tools need to be sufficiently simple to be picked and incorporated in decision processes (Ruckelshaus et al. 2015). Therefore, responsible simplification, at least of the tool's output, is necessary. The means and ends of the tool should be adequately communicated, including caveats against improper applications (Johnson et al. 2012). Although relative ranking of land use alternatives is a useful form of output for decision makers (Ruckelshaus et al. 2015), interpretation of the ranking results should always be coupled with in depth study of the underlying assumptions by the tool. Application in the field should be preceded by more in-depth modeling in order to validate the results from the explorative comparison. In that phase, oversimplification should be avoided.

Dealing with uncertainties in both ES quantification and ES valuation is vital to improve decision making (Johnson et al. 2012). The spatial scale at which this is done should match the spatial scale of the decision making processes involved. There is however no practical limitation to using the framework on larger (e.g. regional or national) spatial scales.

Once the toolkit is sufficiently solid and validated, the output can guide policy makers how they can help land managers to realize the desired land use changes. This can occur by helping to generate more revenues from the ES they deliver (e.g. by organizing local food chains and aggregating demand). The framework can also be used to determine the level of PES so that desirable land uses that deliver positive externalities are realized.

The framework can also provide insights in some resilience aspects of the land use system in question. In analogy with Zell & Hubbart (2013), we could argue that bioproductive space is resilient if it continues in delivering similar levels of ecosystem services under changing conditions. As such, we define spatial resilience as "the capacity of social-ecological systems to buffer space-bound functions and services against internal and external shocks, by using adaptive forms of land use and configuration". The more a land use system or configuration is capable to deliver positive services to human well-being despite socio-economic or biophysical factors affecting their demand and value, the more resilient it is to these factors.

Translating the concept of resilience to practical applications in spatial planning remains challenging. It can be applied to relatively simple and well controlled systems, but often fails to grasp disturbance dynamics in more complex social-ecological systems. When talking about social-ecological resilience (Davoudi et al. 2012), the idea of more or less static stability domains is questioned, as the system itself can be able to adapt (even pro-actively) to external and internal drivers (Carpenter & Folke 2006; Folke 2006). Social-ecological resilience recognizes the intrinsic complexity, uncertain and dynamic character of SES, and moves away from a linear cause-consequence reasoning (Kinzig et al. 2006). The framework presented here provides the means to explore and elegantly compare numerous scenarios for land use systems under various shocks and shifts.



## 2 Voorkeuren van ruimtegebruikers voor landschappelijke aanpassingen

### 2.1 Introductie

Landbouwpraktijken hebben een aanzienlijke invloed op de ecosysteemdiensten die in een landschap worden geleverd (Dale & Polasky 2007; Zhang et al. 2007; Balmford et al. 2012). Er is een toenemende verwachting naar agrarische landschappen toe dat deze voorzien in een brede waaier aan ecosysteemdiensten. Dit in het bijzonder het geval in verstedelijkte gebieden. De noodzaak voor agrarisch landgebruik om in bijkomende ESD te voorzien, complementair aan de voorziening van voedsel, vezel en biomassa, wordt nog verder versterkt door de schaarste van open ruimte in een steeds meer verstedelijkt weefsel. Ondanks deze verwachtingen zijn veel landbouwers logischerwijs niet snel geneigd om zich te richten op het leveren van niet-vermarktbaar goederen en diensten, ten koste van vermarktbaar producten (Swinton et al. 2007). Desondanks leveren vele landbouwers niet-vermarktbaar maatschappelijke baten, zgn. positieve externaliteiten.

Het ontwikkelen van kwalitatieve open ruimte wint aan belang in het Europese Gemeenschappelijke Landbouwbeleid (GLB). Agromilieumaatregelen worden hierbij als nuttige instrumenten beschouwd voor een kwalitatieve landschappelijke ontwikkeling, omdat ze landbeheerders in staat stellen de hoger genoemde positieve externaliteiten deels in hun bedrijfsvoering te internaliseren. Binnen het GLB omvat de tweede pijler maatregelen voor het behoud en ontwikkeling van landbouw en bosbouw. De implementatie in Vlaanderen krijgt vorm in het 'Programmadoocument voor Plattelandsontwikkeling 2014-2020', kort PDPO III, waarin tal van steunmaatregelen zijn opgenomen, waaronder de agromilieu- en klimaatmaatregelen. Deze maatregelen moeten invulling geven aan 4 strategische doelstellingen:

1. Inzetten op jonge landbouwers en de toekomst van de Vlaamse landbouwsector;
2. Investeren in innovatie en opleiding;
3. Focus op het verhogen van de weerbaarheid en verduurzaming van de landbouwsector, zowel economisch als ecologisch;
4. Versterken van de vitaliteit van het platteland door een kwalitatieve inbedding van de sterk evoluerende Vlaamse landbouwsector.

In dit deelonderzoek exploreren we publieke voorkeuren voor landschappelijke ontwikkelingen, geassocieerd aan agromilieumaatregelen. We doen dit door middel van een online survey met keuze-experiment. Het kennen van deze publieke voorkeuren laten toe een beter begrip op te bouwen van de maatschappelijke baten en positieve externaliteiten, geleverd door landbouwlandschappen. Omgekeerd stelt een beter inzicht in de publieke opinie hieromtrent beleidsmakers in staat om een breder draagvlak te creëren voor het ruimtelijk beleid. Dit soort onderzoeken kan, indien voldoende rekening kan gehouden worden met onzekerheden bij het kwantificeren van ESD, op termijn input leveren voor een gericht beleid naar 'payment for ecosystem services' (PES) schema's toe (Johnson et al. 2012).

### 2.2 Agromilieumaatregelen en landschappelijke aspecten

Eén van de prioriteiten die in het GLB naar voor wordt geschoven is P4, 'herstel, instandhouding en verbetering van ecosysteem die aangewezen zijn op de landbouw en de bosbouw. Het is vooral dit aspect van het GLB dat zich laat vertalen in landschappelijke ingrepen. Hierin onderscheiden we 4A: biodiversiteit en landschap; 4B: verbeteren waterbeheer; en 4C: verbeteren bodembeheer. Naast agromilieumaatregelen kunnen onder meer maatregelen rond agroforestry, inrichting in functie van Natura 2000 gebieden, en (her)bebouwing vertaald worden naar een concrete landschappelijke impact.

Het toepassen van milieu- of natuurvriendelijke landbouwpraktijken vraagt aanzienlijke inspanningen van de landbeheerder. Landbouwmilieumaatregelen zijn opgevat als een

gerichte stimulans voor de landbouw om het natuurlijk milieu te beschermen of te verbeteren. Een agromilieumaatregel is een vrijwillige overeenkomst die wordt afgesloten tussen de landbouw enerzijds en de Vlaamse Landmaatschappij (VLM) in het geval van de zgn. 'beheersovereenkomsten' of het Agentschap voor Landbouw en Visserij in het geval van LV-agromilieumaatregelen anderzijds. Doorgaans loopt een agromilieumaatregel over een periode van vijf jaar, en werkt ze op perceelsniveau. De overeenkomst heeft betrekking op het realiseren van bepaalde milieudoelstellingen, het toepassen van milieuvriendelijke landbouwproductiemethodes, of het behoud van genetische diversiteit. In ruil hiervoor ontvangt de landbeheerder een vergoeding.

Het is vooral de landschappelijke manifestatie van beheersovereenkomsten die inspiratie heeft geleverd voor het opzetten van het keuze-experiment. Beheersovereenkomsten BO01-BO23 hebben betrekking op soortenbescherming, bufferstroken en kleine landschapselementen. De doelstellingen hiervan zijn in de eerste plaats het in stand houden en creëren van geschikte biotopen voor soorten die typisch zijn voor agrarische landschappen, onder meer door het voorzien in en onderhoud van kleine landschapselementen. Deze maatregelen worden ingezet in zgn. beheergebieden, i.e. deze gebieden waar de potentiële meerwaarde het hoogst wordt ingeschat. De afbakening hiervan kan verschillen tussen beheersovereenkomsten onderling. Deze beheersovereenkomsten hebben een impact op zowel biodiversiteit als landschappelijke diversiteit.

Beheersovereenkomst BO24 heeft betrekking op de waterkwaliteit. Deze wordt negatief beïnvloed door de hoeveelheid nitraat die kan uitspoelen naar oppervlakte- en grondwater. De beheersovereenkomst is gericht op het stimuleren van landbouwers om minder gewassen te telen die een hoog nitraatresidu, en dus een hoog risico op nitraatverliezen hebben. Hierbij wordt eveneens rekening gehouden met erosiegevoeligheid en de aanvoer van organische stof bij de teelt. Beheersovereenkomst BO25 houdt hiermee verband en is gericht op fosfaatuitmijning. Door toepassing van geschikte teelten en een aangepaste bemesting kan fosfaat aan de bodem onttrokken worden, waardoor de uitspoeling van overtollig fosfaat naar grond- en oppervlaktewater vermeden kan worden.

## 2.3 Methodologie

### 2.3.1 Benadering en experimentele opzet

De doelstelling van dit onderzoek is het verkrijgen van inzichten in de publieke voorkeuren en waardering van landschapskenmerken die verband houden met agromilieumaatregelen. De bepaling van maatschappelijke voorkeuren en de geassocieerde monetaire waardering kan gebeuren op basis van verschillende technieken, zoals gereveleerde voorkeurmethodes waaronder o.a. hedonische prijsmethode en reiskostenmethode, of uitgedrukte voorkeurmethodes waaronder onder meer contingente waardering of keuze modellering. In dit onderzoek hebben we gebruik gemaakt van een keuze-experiment, omdat dit ons enkele voordelen biedt ten opzichte van andere waarderingmethoden. Het voornaamste is dat de verschillende parameters of 'attributen' afzonderlijk gewaardeerd kunnen worden, wat essentieel is gezien de doelstellingen van het onderzoek. Beleidsingrepen zijn immers vaak gericht op specifieke onderdelen of componenten van een landschap, en minder op de landschapsvorm in z'n geheel. We willen dan ook de voorkeuren begrijpen van landgebruikers voor specifieke landschappelijke componenten.

Bij een keuze-experiment wordt telkens een aantal keuzekaarten voorgelegd, waarbij de respondent kiest tussen een alternatieven, die van elkaar verschillen op basis van een aantal attributen. De waarden die deze attributen op de keuzekaarten kunnen aannemen, noemen we de 'levels'. Bij elke keuze heeft de respondent ook de mogelijkheid om voor een 'opt out' te kiezen, i.e. geen keuze te maken tussen de voorgestelde alternatieven. Typisch is dat één van de attributen een monetaire waarde omvat, het zgn. prijsvehikel. Dit kan vb. de vorm aannemen van een uitgekeerd bedrag, een bijkomende subsidie of een belastingsverhoging. Bij het opstellen van een keuze-experiment dienen de verschillende attributen en hun bijhorende levels bepaald te worden. Op basis van de hoger beschreven agromilieumaatregelen en hun landschappelijke context, zijn zes attributen bepaald (Tabel 3).

**Tabel 3. De gekozen attributen en levels voor het keuze-experiment.**

Attribuut	Levels
Prijs (per gezin per jaar)	Stijging belastingen (euro): 0, 5, 10, 20, 40, 70, 100 Stijging voedselprijs (euro): 0, 5, 10, 20, 40, 70, 100
Biodiversiteit	(1) status quo (2) meer courante soorten (3) meer courante en zeldzame soorten
Bodemerosie (oppervlakte% dat erosiegevoelig is)	(1) status quo: 12% oppervlakte (2) 10% oppervlakte (3) 8% oppervlakte
Landschapsdiversiteit	(1) status quo: monotoon (2) licht afwisselend (3) sterk afwisselend (mozaiek)
Landbedekking	(1) status quo: 20% bos, 25% weide, 45% akker, 10% water (2) natuurscenario: 25% bos, 25% weide, 35% akker, 15% water (3) extensieve landbouw: 20% bos, 30% weide, 35% akker, 15% water (4) intensieve landbouw: 15% bos, 30% weide, 50% akker, 5% water
Waterkwaliteit	(1) status quo: fysisch-chemische kwaliteit is matig (2) +5% aandeel van water met goede of uitstekende kwaliteit (3) +10% aandeel van water met goede of uitstekende kwaliteit (4) +20% aandeel van water met goede of uitstekende kwaliteit

Bij de keuze van de attributen is het van bijzonder belang dat de gemiddelde respondent deze attributen in zekere mate belangrijk vindt, en dat het geheel aan attributen een behoorlijk beeld geeft van het beschouwde onderwerp, in dit geval het agrarisch landschap (Hoyos 2010).

Het evalueren van alternatieven op basis van meerdere attributen vereist een behoorlijke cognitieve inspanning van de respondent. Daarom werden de attributen in de survey op voorhand duidelijk omschreven, en werden de keuzekaarten voorzien van illustraties. Eens de respondent vertrouwd is met de attributen, is het op die manier gemakkelijker om de voorgestelde levels tegen elkaar af te wegen. In wat volgt bespreken we elk attribuut afzonderlijk, analoog met de manier waarop het attribuut omschreven voor aanvang van het keuze-experiment.

**Biodiversiteit** is een maat voor de graad van verscheidenheid aan soorten binnen een afgebakende omgeving. Deze soorten zijn zowel planten als dieren. Een gebied is ook meer biodivers als het zeldzame dieren of planten huist. Aangezien elke soort zijn eigen habitat heeft, is het van belang voor de biodiversiteit om te zorgen dat de habitats van zeldzame soorten zeker behouden worden. Biodiversiteit is belangrijk omdat het zorgt voor een meer stabiele natuurlijke omgeving.

- Voorbeeld 1: Een bos met één bepaalde soort loofhoutbomen is minder divers dan een gemengd loofhout bos want hoe meer verschillende boomsoorten, hoe meer verschillende habitats voor verschillende dieren en planten. Een gemengd loofbos kent dus meer biodiversiteit.
- Voorbeeld 2: De VN heeft een overeenkomst opgesteld voor de bescherming van kleine walvisachtigen in de Baltische zee en de Noordzee. België heeft deze overeenkomst mee ondertekend en zet zich zo in voor het behoud van biodiversiteit.

Een groot deel van deze soorten is bedreigd door menselijke activiteiten door het verdwijnen van hun habitats, vervuiling van het water,... Deze soorten komen van naturen voor in de Noordzee en de Baltische zee, indien deze dieren verdwijnen zou dat een grote daling in biodiversiteit betekenen.

- Voorbeeld 3: Verschillende diersoorten in België zoals de otter en de boomkikker worden steeds meer bedreigd. Hun habitats worden steeds vernietigd of geraken versnipperd ook door de klimaatveranderingen worden ze steeds zeldzamer in België. Deze veranderingen leiden tot een afname van de biodiversiteit in België.

De keuze voor dit attribuut was relatief voor de hand liggend. Een hogere biodiversiteit wordt al langer geassocieerd worden met een hogere levering aan ESD, voornamelijk productiediensten en regulerende diensten (Peterson et al. 1998). Bovendien neemt met een hogere biodiversiteit de stabiliteit van de levering van deze ESD doorheen de tijd toe, wat gelinkt kan worden aan functionele redundantie (Rooijen et al. 2015). Dit speelt zeker ook op landschapsschaal (Swift et al. 2004). In algemene termen zijn vele agromilieumaatregelen erop gericht om de biodiversiteit te verhogen. Desondanks wordt de rol van biodiversiteit bij het werken met ESD, in het bijzonder wanneer economische waarderingstechnieken worden gebruikt, vaak onderschat of zelfs genegeerd (Admiraal et al. 2013).

**Bodemerosie** is het verlies van bodemvolume door het losmaken en verplaatsen van bodemdeeltjes veroorzaakt door overvloedige neerslag, landbouwbewerking, sterke wind, etc. Dit komt neer op het verlies van bodem wat een daling van de productiviteit inhoudt. Ook watervervuiling kan een probleem worden wanneer een bodem in een waterloop belandt en dat water moet dan gezuiverd worden.

- Voorbeeld: Soms worden er bij hevige regenval geulen of beekjes gevormd op een helling, in extreme mate kan dit zelfs tot een aardverschuiving leiden. Wanneer dit gebeurt bij landbouwgrond moet de bodem op de helling opnieuw bemest worden. Als de afgestroomde bodem in een waterloop terecht komt kan dit leiden tot een verhoging van stikstof in het water wat slecht is voor de kwaliteit en de soorten die in dit water leven. Beide gevolgen gaan gepaard met extra kosten voor de landbouwer of de maatschappij.

Dit attribuut is geselecteerd omwille van de link met productiviteit en waterkwaliteit.

**Landschapsdiversiteit** is een maat voor de graad van de verscheidenheid aan landschapselementen en soorten binnen dezelfde omgeving. Deze verscheidenheid is dus de afwisseling tussen verschillende soorten of landschapselementen in een bepaald gebied, meer afwisseling van element zorgt voor een meer divers landschap.

- Voorbeeld: Een omgeving die zowel een waterloop als kleine stukjes bos, weide, bewoning en akker afwisselend bevat is meer divers dan een omgeving die gedomineerd wordt door een één groot ononderbroken akkerveld omgeven door één bos.

Landschappelijke diversiteit is een goed gekende bepalende factor bij preferenties voor agrarische landschappen (van Zanten et al. 2014).

**Bodembedekking** beschrijft hoe de bodem bedekt is. Deze bedekking bestaat uit zowel natuurelementen zoals bomen, planten, water,... als kunstmatige elementen, bijvoorbeeld huizen, bruggen,... Bodembedekking geeft niet weer hoe de elementen exact verdeeld zijn over de ruimte, het geeft alleen de totale hoeveelheid van een bepaald bedekking. Als de bodembedekking gekend is, heb je dus een idee van de soorten en landschapselementen die voorkomen maar je weet niet hoe deze zijn ingepland. Uit de bodembedekking kan dus niet worden opgemaakt hoe divers het landschap is.

- Voorbeeld: De bodembedekking bestaat voor een welbepaalde regio uit 40% bebouwing, 10% water, 30% akker en 20% weide.

Dit attribuut is erop gericht om de factor bodembedekking los te koppelen van de configuratie. Het status quo is gebaseerd op de Vlaamse gemiddelden.

**Waterkwaliteit** verwijst naar de chemische, fysische en biologische karakteristieken van het oppervlaktewater en grondwater. In het algemeen beoordeelt men de waterkwaliteit aan de hand van de vervuilingsgraad en de aanwezige biodiversiteit, het aantal verschillende soorten

dat leeft in dit water. Er zijn verschillende indicatoren voor de vervuiling van water zoals geur, schuimvorming, doorzichtbaarheid van het water, leefbaarheid,... Vervuild water zal ook minder aangenaam zijn om te zien en naast te wandelen of fietsen dan meer gezuiverd water.

- Voorbeeld 1: Vroeger werd in de monding van de rivier de Laak door Tessenderlo chemie veel van hun afvalwater geloosd. Dit zorgde ervoor dat het water biologisch dood werd, er werden geen vissen meer gevonden die in dit water konden overleven. Uiteindelijk werd het water gezuiverd en zijn de lozingen opgehouden, zo werd het water terug leefbaar.
- Voorbeeld 2: In de Vlaamse wateren treedt er ook regelmatig eutrofiëring op door het uitspoelen van nitraten (kunstmest). Dit zorgt ervoor dat er veel algen in het water beginnen te bloeien die de volledige zuurstofvoorraad uit het water opnemen. Hierdoor kunnen de andere soorten, vissen bijvoorbeeld, niet overleven en sterven zij. Ook de algen zullen uiteindelijk afsterven door een gebrek aan zuurstof. Dit leidt tot sterk donker gekleurd water gecombineerd met een slechte geur door het rotten van de algen. Deze geurhinder zorgt voor een daling in recreatie en toerisme langsheen dit water.

**Belasting of stijging voedingsprijs:** Doordat de landbouwers proberen te voldoen aan specifieke landbouwmaatregelen wordt en dit gepaard gaat met opbrengstenverlies moet er een vergoeding voorzien worden. Dit kan in de vorm van extra belastingen om een subsidie uit te betalen of door de voedingsprijs te laten stijgen.

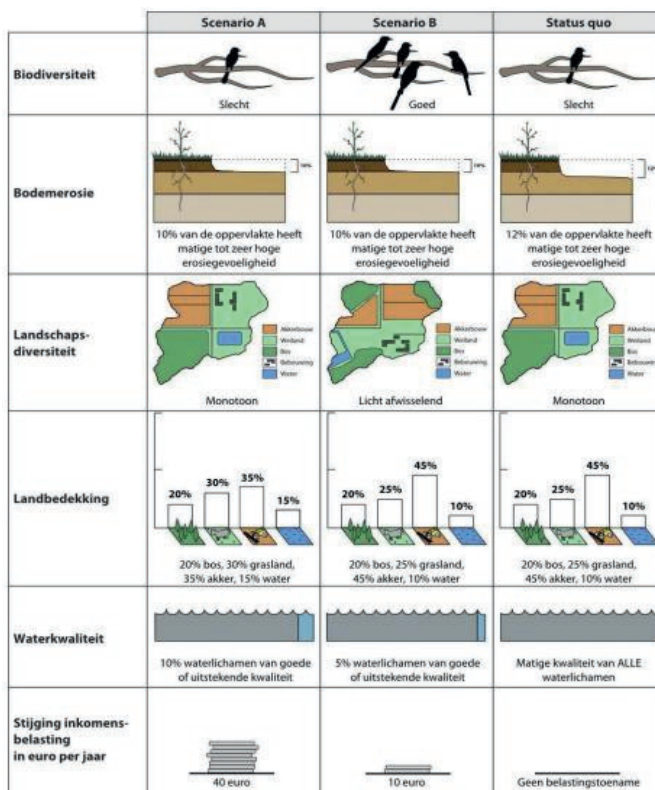
Voor het prijsvehikel zijn dus twee varianten gedefinieerd: één op basis van een belastingstoename, en één op basis van een toename van de voedselprijzen. Bij deze laatste is uitgegaan van de veronderstelling dat een stijging van de uitgave van de landbouw (onder invloed van het doorvoeren van milieugerichte maatregelen), rechtstreeks wordt doorgerekend in de productprijzen. Dit soort rechtstreekse doorrekening is zelden het geval binnen het marktsysteem van de voedselsector, waar het aanbod in grote mate homogeen is en concurrentie een bepalende rol speelt.

## 2.3.2 Dataverzameling

Het keuze-experiment maakte deel uit van een online survey, die gelanceerd werd in april 2015. De survey was opgebouwd uit 3 delen: (1) socio-demografische karakteristieken van respondenten, (2) het keuze-experiment zelf, en (3) een korte evaluatie van de survey. De survey was geprogrammeerd in Qualtrics. Verspreiding werd gedaan door een link naar de survey te delen via e-mail en sociale media, beroep doende op het zgn 'snowball-effect'.

In het socio-demografische deel werd onder meer gepeild naar woonplaats, geslacht, leeftijd, opleiding, inkomen, professionele status en religieuze achtergrond. Daarnaast zijn een reeks vragen gesteld over aspecten als de ervaring van de buitenruimte, vb. recreatieve gewoonten (o.a. specifiek gerelateerd aan agro- en ecotoerisme), lidmaatschap van milieu- en natuurverenigingen, en dergelijke. Er werd gepeild naar enkele algemene landschappelijke eigenschappen van de eigen woonomgeving, alsook naar de houding ten opzichte van opinies en voorkeuren, gerelateerd aan natuur en milieutopics.

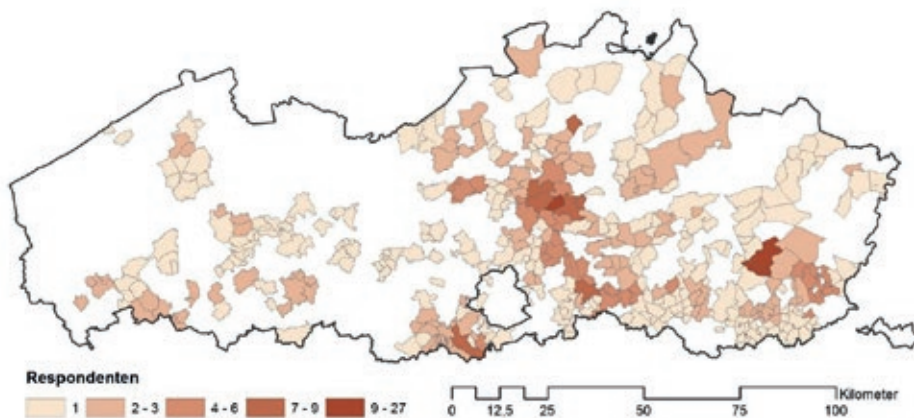
Voor het keuze-experiment werd elke respondent geconfronteerd met 10 keuzekaarten, waarvan de helft de belastingstoename als prijsvehikel had, en de andere helft de toename in voedselprijzen. De compilatie van de keuzekaarten, i.e. het bepalen van de respectievelijke combinaties van levels, werd gedaan met behulp van Ngene software. Elke van de levels werd zowel tekstueel als grafisch weergegeven. Om de respondent vertrouwd te maken met de attributen, werd voor het tonen van de keuzekaarten elk attribuut in detail omschreven (incl. voorbeelden). De vraag bij elke keuzekaart was "welk van deze alternatieve beleidsopties zou uw voorkeur wegdragen?".



**Figuur 11.** Voorbeeld keuzekaart.

De survey leverde 579 individuele antwoorden op. Ter voorbereiding van de analyse werd de dataset opgeschoond. Observaties met blanco keuze-experimenten werden verwijderd ( $n=157$ ). Van respondenten die in 100% van de gevallen voor de 'opt out' kozen, werd aangenomen dat het om proteststemmers ging, en ook deze werden verwijderd uit de dataset ( $n=8$ ). Tot slot stelden we vast dat enkele van de keuze-experimenten niet volledig waren ingevuld. Aangezien je uit deels ingevulde keuze-experimenten ook informatie kan halen, dienden deze niet zonder meer verwijderd te worden. Hier hebben we alle observaties verwijderd waarbij minder dan 5 van de keuzekaarten werden ingevuld ( $n=24$ ). Op die manier hielden we een totaal van 390 bruikbare observaties over voor analyse, ofwel 67% van de respondenten. Van de 390 respondenten die weerhouden werden, is 37% man. De gemiddelde leeftijd van de respondenten is 38 jaar. Een aanzienlijk deel van de respondenten (35%) komt beroepsmatig in aanraking met milieu- en natuurthema's. De respondenten zijn heterogeen verdeeld over gans Vlaanderen (Figuur 12).





Figuur 12. Verdeling respondenten.

## 2.4 Resultaten

### 2.4.1 Model

De statistische analyses werden uitgevoerd in STATA. De parameters worden geschat aan de hand van het conditional logit model (Hoyos 2010). Dit is gebaseerd op de random nutstheorie (Random Utility Theory). Deze gaat ervan uit dat de keuzes van respondenten gebaseerd is op hun voorkeur, welke gericht is op het maximaliseren van hun nut. De keuze heeft aldus een deterministische component, alsook een random component die niet op een andere manier te verklaren is. De nutsfunctie laat zich als volgt uitdrukken:

$$U_{js} = x'_{js}\beta + \epsilon_{js}$$

Hierbij wordt  $U_{js}$  beschouwd als het nut dat de respondent denkt te ondervinden als hij opteert voor alternatief  $j$  van keuzekaart  $s$ . De component  $x'_{js}$  is daarbij de reeks van attribuutlevels van dat specifieke alternatief  $j$ .  $\beta$  stelt de bijhorende reeks coëfficiënten voor bij deze attributen. Tot slot is  $\epsilon_{js}$  dan de random foutenterm.

Bij deze benadering worden de coëfficiënten geschat op basis van de maximum likelihood methode. Bij deze analyse wordt nog een bijkomende variabele geschat: ASC\_status quo. Deze 'alternative specific constant' vat de niet-geobserveerde aspecten, die los van de attributen de keuze beïnvloeden. Een initiële run van het model geeft voor elke parameter significante schattingen, met uitzondering van landbedekking. Echter, de voorkeur en dus ook betalingsbereidheid voor bepaalde attributen kunnen verschillen van level tot level. Bij de analyse drukken we de attributen waarvan de levels apart willen schatten uit als dummy variabelen. De parameterschattingen worden samengevat in Tabel 4.

Tabel 4. Parameterschattingen

Attribuut(level)	Coeff.	St. Error	p	WTP (€)
Biodiversiteit: gemiddeld Biodiversiteit:	0.83	0.07	0.000	46.6
hoog Landschapsdiversiteit: licht	1.24	0.07	0.000	69.6
afwisselend Landschapsdiversiteit:	0.39	0.07	0.000	22.0
sterk afwisselend Natuurscenario	0.58	0.07	0.000	32.7
Extensief landbouwscenario	0.05	0.08	0.527	2.8
Intensief landbouwscenario	-0.20	0.10	0.056	-11.1
	-0.17	0.10	0.071	-9.6

Waterkwaliteit	0.21	0.00	0.000	1.2
Erosiegevoeligheid	-0.05	0.01	0.000	-2.7
Prijs	-0.02	0.00	0.000	/
ASC0	-0.67	0.13	0.000	-37.4

We stellen vast dat, met uitzondering van de landbedekkingsscenario's, dat we voor elk attribuut significante resultaten vinden. We schatten eveneens de betalingsbereidheid (*Willingness to pay*, WTP). Deze wordt berekend aan de hand van de coëfficiënten van de verschillende attributen.

$$WTP_i = - \beta_i / \beta_p$$

Hierbij is  $\beta_p$  de coëfficiënt van het prijsattribuut.

Door middel van een mixed logit model is getracht een verklaring te vinden voor de niet-significantie van de coëfficiënten van de landbedekkingsscenario's. Hier beschouwen we specifiek de heterogeniteit van de respons (Hensher & Greene 2002). Hieruit bleek een beperkt significante heterogeniteit in de voorkeuren voor het natuurscenario en het extensief landbouwscenario. Dit verklaart deels waarom er voor deze attributen geen significante coëfficiënten gevonden werden.

## 2.4.2 Resultaten & discussie

Voor biodiversiteit werden significant positieve parameters geschat, wat wil zeggen dat de respondent een voorkeur heeft voor alternatieven waarbij het biodiversiteitsniveau hoger is dan de status quo. Een gelijkaardig patroon werd gevonden voor landschappelijke diversiteit. Een divers landschap met veel kleine landschapselementen krijgt de voorkeur. Ook voor waterkwaliteit werd een significante voorkeur gevonden voor een goede waterkwaliteit. Bij een aparte schatting van de attribuutlevels bleek hierbij dat er vooral een uitgesproken voorkeur is voor het hoogste level, nl. 20% van de waterlichamen van goede of uitstekende kwaliteit. Voor erosie werd een kleine maar significante negatieve coëfficiënt gevonden.

Vergelijken we de attributen onderling dan vallen de relatief hoge coëfficiënten voor biodiversiteit en landschappelijke diversiteit op. Vooral naar biodiversiteit toe is er een uitgesproken voorkeur. Nu dient dit resultaat enigszins genuanceerd te worden, gezien mensen met een professionele link naar milieu- en natuurthema's relatief oververtegenwoordigd zijn in de respondentenpopulatie.

Voor landbedekking konden geen significante parameters worden geschat. Dat valt, zoals hoger aangehaald, deels te verklaren vanuit de geobserveerde heterogeniteit van de voorkeuren. Met andere woorden, de meningen liggen hierover eerder uiteen: sommige respondenten hebben een uitgesproken voorkeur voor bepaalde scenario's, bij anderen is het net omgekeerd. Hier komt mogelijk een dichotomie tussen 'landbouw' en 'natuur' tot uiting. Het is daarnaast ook mogelijk dat andere respondenten eerder indifferent waren naar dit attribuut toe, ofwel omdat ze geen echte voorkeur hadden, dan wel het attribuut en de levels te abstract vonden.

Uit de resultaten blijkt dus ook een uitgesproken positieve betalingsbereidheid voor biodiversiteit en landschappelijke diversiteit. Voor de interpretatie hiervan is het belangrijk om de ASC in rekening te nemen. Deze kan geïnterpreteerd worden als de inverse van de betalingsbereidheid voor een positieve landschapsverandering. De respondent is dus bereid om 37,4 euro te betalen voor een positieve landschapsverandering die niet in de attributen vervat zit. Om de biodiversiteit in een landschap van laag naar hoog te zien toenemen, is de respondent bijgevolg bereid om (37,4 + 69,6), dus 107 euro te betalen. De parameter voor erosiegevoeligheid is negatief, wat wil zeggen dat er betalingsbereidheid is voor een afname van de erosiegevoeligheid van 2,7 euro per percent. De betalingsbereidheid voor waterkwaliteit dient op een analoge manier geïnterpreteerd te worden, dus per percent maar



dan positief: er is een betalingsbereidheid van 1,2 euro per bijkomende oppervlakteprocent van goede tot uitstekende kwaliteit.

## **2.5 Conclusies**

Deze resultaten demonstreren de toegevoegde waarde van keuze-experimenten voor een breder gedragen ruimtelijk beleid. Deze techniek laat immers toe om voorkeuren en betalingsbereidheid in te schatten voor de ontwikkeling en instandhouding van specifieke landschappelijke attributen, waaronder attributen die doorgaans niet rechtstreeks vermarktbaar zijn. Daarnaast kunnen deze preferenties vergeleken worden tussen verschillende landschappelijke attributen, waardoor hun relatieve belang onderzocht kan worden. Dit levert waardevolle input naar het draagvlak voor beleidsingrepen toe. Hoewel de voorgestelde resultaten niet representatief zijn voor de gemiddelde Vlaming, tonen ze binnen de respondentengroep wel een aanzienlijke betalingsbereidheid voor landschappelijke aspecten als biodiversiteit. Onderzoek als dit kan aanleiding geven tot de ontwikkeling van payment for ecosystem services (PES) schema's.

### 3 Implicaties en aanbevelingen voor beleid

Binnen WP2, deelonderzoek 'veerkracht van de bioproductieve ruimte', is beleidsondersteunend onderzoek verricht dat zich voornamelijk gericht heeft naar het praktisch uitdiepen van het veerkrachtbegrip naar operationalisering binnen ruimtelijk beleid toe.

In dit kader zijn belangrijke stappen gezet naar conceptvorming rond veerkracht (Tempels et al. 2013). Door middel van in-depth case studies in het raakvlak tussen landbouw en natuur enerzijds, en de kleinschalige tuinruimte en het huishouden anderzijds, zijn deze concepten verder scherpgesteld (Lerouge et al. 2015; Lerouge et al. 2016). Hierbij is 'bioproductieve ruimte' als brugconcept voorgesteld. Daarbij is expliciet de integratie tussen ruimtelijke planning, veerkracht en het ecosysteemdienstconcept opgezocht. In voorliggend rapport is dit verder aangevuld met een vernieuwende benadering om veerkrachtindicatoren te bepalen. Tot slot is middels een keuze-experiment een inschatting gemaakt van de voorkeuren van landgebruikers voor landschappelijke manifestaties van beleidsingrepen.

Aanvullend is doorheen de loop van het onderzoek deelgenomen aan tal van conferenties, workshops, expertenfora, en dergelijke. Dit met het oog op een zo breed mogelijke doorstroming en communicatie van inzichten en expertise naar zowel beleidskringen als academische kringen.

Wanneer we de inzichten uit dit deelonderzoek confronteren met het bestaande ruimtelijke beleid, vallen enkele uitdagingen en lock-ins op.

Een eerste aspect is de moeizame omgang met multifunctionaliteit. Ruimtegebruik in Vlaanderen is in hoge mate multifunctioneel en verweven, terwijl de regelgeving rond ruimtelijke planning net eerder monotypisch is. Een tweede aspect hangt hiermee samen, en is de ruimtelijke fragmentatie. Deze resulteert in een schaalgebonden dissociaties tussen ruimte en beleid, aangezien de rol en het potentieel van vele kleine fragmenten systematisch onderschat wordt. Een derde aspect is het onvoldoende in rekening kunnen brengen van sommige processen van privatisering (bijvoorbeeld uitbreiding van privétuinen door landbouwruimte in te nemen) en domesticering (bijvoorbeeld gebruik van landbouwgrond als hobbyruimte) van de ruimte (Dewaelheyns et al. 2014; Gulinck et al. 2013). Tot slot zien we een vierde uitdaging in de discrepantie tussen een relatief statisch ruimtelijk beleidskader en een dynamische realiteit van o.a. klimaatwijziging, marktfluctuaties, wijzigende normen en consumentenvoorkeuren, etc.

Vanuit de totaliteit van het onderzoek naar veerkracht van de bioproductieve ruimte binnen WP2 komen we tot de volgende beleidsaanbevelingen:

- We stellen voor om het concept 'bioproductieve ruimte' op te nemen in het vocabularium van ruimtelijke planning. Het is een krachtig begrip om een gemeenschappelijke karakteristiek van tot op heden onderscheiden sectoren van landbouw, natuur en bosbouw te verenigen: namelijk functionerend op een biologische basis (fotosynthese) en bijdragend tot diverse ecosysteemdiensten (voedsel en andere biologische producten, klimaatregeling, groene energie, gezondheid, recreatie...). Het nodigt ook uit om het ruimtelijke substraat van bioproductiviteit veel fijner te differentiëren en er expliciet ook steden, wooneenheden, industrieterreinen, infrastructures, recreatieruimtes, paardenweiden, enz. in op te nemen. Ook zogezegde 'restruimtes' als wegbermen, privétuinen, enz. komen hierdoor meer in de kijker. In totaliteit vertegenwoordigen deze een sterk onderschat aandeel van de Vlaamse ruimte.
- Gebieden, sectoren en functies van de open ruimte worden in het ruimtelijk beleid voornamelijk als black box benaderd. Voor de open ruimtelfuncties primeert thans de ruimtelijke afbakening, minder de ruimtelijke taakstelling zelf. Welke functies en diensten de ruimte moet leveren, en waar dit (optimaal) mogelijk is, wordt in grote mate overgelaten aan de sectoren zelf en de markten die hen aansturen. Het ruimtelijk beleid zou een belangrijkere medezegging en coördinatie kunnen opeisen in relatie tot de specifieke functies en diensten vereist voor, en geleverd door, de bioproductieve ruimte.

- Om hiertoe te komen dient explicieter de integratie gezocht te worden tussen ruimtelijke planning en beleidsvelden van landbeheer, zoals plattelandsbeleid en landbouwbeleid. Ruimtelijk beleid dient ondanks deze integratie ook voor de open ruimte een identiteit te behouden, omwille van de specifieke en nog te weinig onderzochte geografieën van ecosysteemdiensten, ook deze gebaseerd op bioproductie. De planologische vertaling hiervan zal verschillen tussen bijvoorbeeld de Westhoek en het Haspengouws plateau, tussen de stadsrand en de grote open ruimtes, of tussen landbouw-natuur-mozaïeken en monofunctionele landbouwarealen.
- Bovendien moet men hier ook de 'governance'-laag ruimtelijk differentiëren, om nieuwe allianties voor deze bioproductieve ruimte te identificeren en te kunnen stimuleren. Een betere balans tussen maatschappelijke en biofysische interpretaties van de open ruimte is hierbij noodzakelijk. Aansluitend hierbij dient er gedacht te worden aan de ruimtelijke distributie van economische baten en bedrijfsmogelijkheden van ecosysteemdiensten. Schema's van payments for ecosystem services (PES) dienen uitgewerkt te werken met het oog op het internaliseren van positieve externaliteiten geleverd door de partners in het beheer van de bioproductieve ruimte.
- In de bioproductieve ruimte spelen zich thans tal van processen af die geneigd zijn om onder de radar van beleid en onderzoek te blijven (vb. verpaarding, vertuining, ...). Inzetten op het detecteren, beschrijven en in kaart brengen van dit soort interacties en processen, is een prioriteit voor het ruimtelijk beleid. Ook hiervoor zijn nieuwe begrippen nodig, zowel ter identificatie van deze processen als ter identificatie van ruimtelijke entiteiten waarin ze plaatsvinden. Zo werd in het rapport 'Veerkracht' het conceptueel kader van ruimtelijke 'interfases' geïntroduceerd, als een aanzet hiertoe (dit concept wordt thans in een zelfstandige werkgroep buiten het Steunpunt verder ontwikkeld), ook als mogelijk bruggehoofd in het discours van ruimtelijke planning naar ruimtelijk beheer.
- Deze aanbevelingen kunnen nieuw licht laten schijnen op oude stellingen in het ruimtelijk beleid, zoals scheiding en verweving, verdichting van kernen en vele andere. In diverse rapporten van het subthema Bioproductieve Ruimte in het kernthema Veerkracht wordt beschreven hoe trade-offs tussen diverse ecosysteemdiensten kunnen onderzocht worden, als vernieuwend voor het strategisch begrip verweving. Het erkennen en modelleren van trade-offs tussen verschillende diensten in de multifunctionele ruimte is erg belangrijk, en dit op uiteenlopende schaalniveaus. Dit aspect moet deel uitmaken van de hoger voorgestelde innovatieve 'geografie van de bioproductieve ruimte', om planners handvaten te geven voor de regionale tot lokale verdeling van mogelijke ES in Vlaanderen.

## Bronnen

- Admiraal, J.F. et al., 2013. More than total economic value: How to combine economic valuation of biodiversity with ecological resilience. *Ecological Economics*, 89(0), pp.115–122. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800913000700>.
- Aerodata International Surveys, 2007. Aerial imagery.
- AGIV, 2010. Biologische Waarderingskaart (Biological Valuation Map) v2.
- AGIV, 2006. Digitale bodemkaart van het Vlaams Gewest (Flemish digital soil map).
- ANB, 2010. Groenkaart (Vegetation map) 2010.
- ANB, 2013. Groenkaart (Vegetation map) 2013.
- Balmford, A., Green, R. & Phalan, B., 2012. What conservationists need to know about farming. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society*, 279(1739), pp.2714–24.
- Bomans, K. et al., 2010. Underrated transformations in the open space—The case of an urbanized and multifunctional area. *Landscape and Urban Planning*, 94(3-4), pp.196–205.
- Broekx, S. et al., 2013. A web application to support the quantification and valuation of ecosystem services. *Environmental Impact Assessment Review*, 40, pp.65–74.
- van Buuren, A. et al., 2013. Towards Adaptive Spatial Planning for Climate Change: Balancing Between Robustness and Flexibility. *Journal for European Environmental & Planning Law*, 10, pp.29–53.
- Carpenter, S. et al., 2001. From Metaphor to Measurement: Resilience of What to What? *Ecosystems*, 4(8), pp.765–781.
- Carpenter, S.R. & Folke, C., 2006. Ecology for transformation. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(6), pp.309–315.
- Casado-arzuaga, I., Madariaga, I. & Onaindia, M., 2013. Perception, demand and user contribution to ecosystem services in the Bilbao Metropolitan Greenbelt. *Journal of Environmental Management*, 129, pp.33–43. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.059>.
- Colding, J., 2007. “Ecological land-use complementation” for building resilience in urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, 81(1-2), pp.46–55.
- Dale, V.H. & Polasky, S., 2007. Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. *Ecological Economics*, 64(2), pp.286–296.
- Davoudi, S. et al., 2012. Resilience : A Bridging Concept or a Dead End ? “ Reframing ” Resilience : Challenges for Planning Theory and Practice Interacting Traps : Resilience Assessment of a Pasture Management System in Northern Afghanistan Urban Resilience : What Does it Mean in. , (April 2013), pp.299–333.
- Dewaelheyns, V., Rogge, E. & Gulinck, H., 2014. Putting domestic gardens on the agenda using empirical spatial data: The case of Flanders. *Applied Geography*, 50, pp.132–143.
- Folke, C., 2006. Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. *Global Environmental Change*, 16(3), pp.253–267.
- Gobin, A. et al., 2008. *Eindrapport klimaatverandering “ Klimaatpark Arenberg,”* Leuven.
- Van Gossum, P., Danckaert, S. & Spanhove, T., 2014. *Hoofdstuk 11 Ecosysteemdienst voedselproductie*, Brussels.
- Gulinck, H. et al., 2013. The landscape of interfaces: painting outside the lines. In C. Newman, Y. Nussaume, & B. Pedroli, eds. *Landscape & Imagination: towards a new baseline for education in a changing world*. Paris: Uniscape.
- Haines-Young, R. & Potschin, M., 2010. Proposal for a Common International Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES ) for Integrated Environmental and Economic Accounting.

- Hensher, D. a & Greene, W.H., 2002. The Mixed Logit Model: The State of Practice. *Working Papers*, 2002(June), pp.1–49.
- Hoyos, D., 2010. The state of the art of environmental valuation with discrete choice experiments. *Ecological Economics*, 69(8), pp.1595–1603. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.04.011>.
- INBO, 2010. Habitatkaart (Habitat map) v5.2.
- Johnson, K. a. et al., 2012. Uncertainty in ecosystem services valuation and implications for assessing land use tradeoffs: An agricultural case study in the Minnesota River Basin. *Ecological Economics*, 79, pp.71–79. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.04.020>.
- Kerselaers, E. et al., 2013. Changing land use in the countryside: Stakeholders' perception of the ongoing rural planning processes in Flanders. *Land Use Policy*, 32(0), pp.197–206.
- Kinzig, A.P. et al., 2006. Resilience and Regime Shifts : Assessing Cascading Effects. , 11(1).
- Lambin, E.F., 2012. Global land availability: Malthus versus Ricardo. *Global Food Security*, 1(2), pp.83–87.
- Leinfelder, H., 2007. *Open Ruimte als Publieke Ruimte*, Gent: Academia Press.
- Lerouge, F. et al., 2015. *Bioproductieve ruimte*, Heverlee.
- Lerouge, F. et al., 2016. Revisiting production and ecosystem services on the farm scale for evaluating land use alternatives. *Environmental Science & Policy*, 57, pp.50–59. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2015.11.015>.
- Loomis, J. et al., 2000. Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey. *Ecological Economics*, 33(1), pp.103–117. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921800999001317>.
- Malucelli, F., Certini, G. & Scalenghe, R., 2014. Soil is brown gold in the Emilia-Romagna region, Italy. *Land Use Policy*, 39, pp.350–357.
- Meyfroidt, P. et al., 2013. Globalization of land use: distant drivers of land change and geographic displacement of land use. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(5), pp.438–444.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*, Washington DC: World Resources Institute.
- Nelson, G.C. et al., 2006. Anthropogenic Drivers of Ecosystem Change : an Overview. , 11(2).
- Ninan, K.N. & Inoue, M., 2013. Valuing forest ecosystem services: What we know and what we don't. *Ecological Economics*, 93(0), pp.137–149. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800913001638>.
- Oelmann, Y. et al., 2009. Nutrient impoverishment and limitation of productivity after 20 years of conservation management in wet grasslands of north-western Germany. *Biological Conservation*, 142(12), pp.2941–2948.
- Peterson, G., Allen, C.R. & Holling, C.S., 1998. Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems*, 1(1), pp.6–18.
- Potschin, M.B. & Haines-Young, R.H., 2011. Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. *Progress in Physical Geography*, 35(5), pp.575–594.
- Rooijen, N.M. Van et al., 2015. Plant Species Diversity Mediates Ecosystem Stability of Natural Dune Grasslands in Response to Drought.
- Ruckelshaus, M. et al., 2015. Notes from the field: Lessons learned from using ecosystem service approaches to inform real-world decisions. *Ecological Economics*, 115, pp.11–21. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.07.009>.
- Stevens, C.J. et al., 2011. The impact of nitrogen deposition on acid grasslands in the Atlantic region of Europe.

- Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, 159(10), pp.2243–50.
- Stoate, C. et al., 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe—a review. *Journal of environmental management*, 91(1), pp.22–46.
- Swift, M.J., Izac, A.M.N. & van Noordwijk, M., 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104(1), pp.113–134. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880904000362>.
- Swinton, S.M. et al., 2007. Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological Economics*, 64(2), pp.245–252.
- Tempels, B. et al., 2013. *Veerkracht. Rapport WP2.*, Heverlee.
- Tscharntke, T. et al., 2012. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation*, 151(1), pp.53–59.
- Ulanowicz, R.E. et al., 2009. Quantifying sustainability: Resilience, efficiency and the return of information theory. *Ecological Complexity*, 6(1), pp.27–36. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1476945X08000561> [Accessed December 3, 2014].
- Verhoeve, A. et al., 2015. Virtual farmland: Grasping the occupation of agricultural land by non-agricultural land uses. *Land Use Policy*, 42, pp.547–556. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0264837714002038> [Accessed October 1, 2014].
- VMM, 2006. Watertoetskaarten. Available at: <http://geoloket.vmm.be>.
- van Zanten, B.T. et al., 2014. Landscape preferences in European agrarian landscapes: a meta analysis of case studies. *Landscape and Urban Planning*, 132, pp.89–101. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.08.012>.
- Zell, C. & Hubbart, J.A., 2013. Interdisciplinary linkages of biophysical processes and resilience theory: Pursuing predictability. *Ecological Modelling*, 248(0), pp.1–10.
- Zhang, W. et al., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64(2), pp.253–260.

**In deze reeks van Steunpunt Ruimte:**

Leeswijzer

Polycentriciteit

Veerkracht

Toekomstverkenning

Monitoring & evaluatie

**Reeds uitgegeven onder verantwoordelijkheid van het Steunpunt Ruimte:**

*Strategische allianties en territoriale pacten voor een duurzame Vlaamse ruimte: visie van het expertenforum Ruimte Vlaanderen (2014)*

Tom Coppens, Georges Allaert, Linda Boudry, Griet Celen, Hubert Gulinck, Dirk Lauwers

*Living labs. Co-evolutie planning met onderzoekers, overheden, burgers en ondernemers voor uitvoerbare ruimtelijke plannen (2015)*

Luuk Boelens, Michiel Dehaene, Marleen Goethals, Annette Kuhk, Jan Scheurs.