

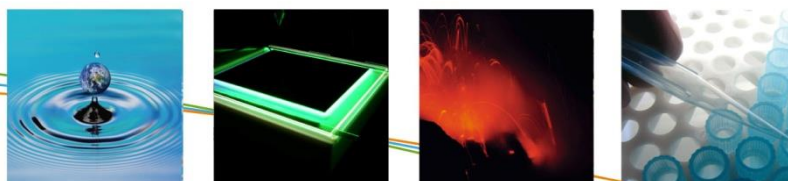
Eindrapport

Waardering van ecosysteemdiensten: een geüpdatete handleiding

Liekens Inge, Smeets Nele, Staes Jan, Van der Biest Katrien, De Nocker Leo, Broekx Steven

Studie uitgevoerd in opdracht van LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid:

digitale versie maart 2018



VITO NV

Boeretang 200 - 2400 MOL - BELGIE
Tel. + 32 14 33 55 11 - Fax + 32 14 33 55 99
vito@vito.be - www.vito.be

BTW BE-0244.195.916 RPR (Turnhout)
Bank 375-1117354-90 ING
BE34 3751 1173 5490 - BBRUBEBB

Te citeren als: Liekens Inge, Smeets Nele, Staes Jan, Van der Biest Katrien, De Nocker Leo, Broekx Steven (2013). Waardering van ecosysteemdiensten, een handleiding. Studie in opdracht van LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid. Digitale versie maart 2018

We willen de leden van de stuurgroep bedanken voor hun enthousiasme en input bij deze studie.

SAMENVATTING

Een ecosysteem levert goederen en diensten aan de mens, die een effect hebben op de welvaart of het welzijn van een maatschappij. Deze ecosysteemdiensten zijn vaak publieke diensten waarvoor niet betaald wordt op een markt, waardoor hun bijdrage aan onze welvaart vaak verborgen blijft. Deze waarde niet erkennen kan leiden tot een overexploitatie van ecosystemen en tot onevenwichtige beleids- en investeringsbeslissingen.

Deze handleiding is een hulpmiddel om effecten op natuurlandschappen kwalitatief, en waar mogelijk ook kwantitatief en monetair op te nemen in verschillende beslissingskaders. Ze biedt u methodes om veranderingen in verschillende ecosysteemdiensten kwalitatief, kwantitatief en monetair te waarderen. De methodes beschreven in deze handleiding worden ook toegepast in de webtool “Natuurwaardeverkenner” (www.natuurwaardeverkenner.be) waarmee u zelf kan verkennen welke ecosysteemdiensten belangrijk zijn in uw gebied of worden beïnvloed door uw project.

Ecosysteemdiensten worden klassiek opgedeeld in 4 grote groepen: de producerende diensten, de regulerende diensten, de culturele diensten en de ondersteunende diensten. De *producerende* diensten omvatten de levering van producten die men verkrijgt uit ecosystemen zoals genetische bronnen, voedsel, vezels en grondstoffen. De *regulerende* diensten zijn de voordelen die de mens verkrijgt doordat ecosystemen bepaalde processen helpen reguleren zoals klimaat en waterkwaliteit. De *culturele* diensten zijn die diensten die zorgen voor geestelijke verrijking, cognitieve ontwikkeling, recreatie en esthetische beleving. De *ondersteunende diensten* zijn diensten die nodig zijn voor de levering van alle bovenstaande diensten zoals bodemvorming, fotosynthese en de voedselkringloop. Ondersteunende diensten komen niet afzonderlijk aan bod in deze handleiding omdat ze reeds gewaardeerd worden via de andere diensten.

Als gevolg van nieuwe wetenschappelijke inzichten in verband met (de waardering van) ecosysteemdiensten, wordt de natuurwaardeverkenner regelmatig geactualiseerd. Deze handleiding is een 2^{de} update van een eerste handleiding die in 2010 door LNE werd uitgebracht en kan volledig op zichzelf worden gebruikt. Daarnaast bevat ze ook de noodzakelijke achtergrondinformatie ter ondersteuning van het gebruik van de tool. Deze actualisatie is gebaseerd op de laatst beschikbare internationale oplijsting van ecosysteemdiensten versie 5.1 (CICES, 2017).

De vorige editie behandelde alleen de ecosysteemdiensten waarvoor waarderingscijfers beschikbaar waren, terwijl deze editie vertrekt van een zo volledig mogelijke lijst en per ecosysteemdienst de beschikbare informatie weergeeft volgens een piramidestructuur. Het uitgangspunt van deze piramidestructuur is dat een ecosysteem heel wat ecosysteemdiensten levert, waarvan we misschien niet altijd het bestaan kennen. We zijn op dit moment in staat om de meeste van deze ecosysteemdiensten te identificeren of te omschrijven, en dus kwalitatief te beoordelen. Van deze geïdentificeerde diensten kunnen we een kleiner deel kwantitatief waarderen of uitdrukken in fysische eenheden zoals het aantal recreanten dat een gebied bezoekt, het volume geproduceerd hout of de hoeveelheid verwijderde stikstof. Eenmaal gekwantificeerd kan bij gebrek aan voldoende cijfermateriaal slechts aan een klein aantal gekwantificeerde diensten een monetaire waardering (in €) gegeven worden.

Door enkel de diensten te beschouwen die we monetair waarderen, zou men voorbij gaan aan het feit dat een ecosysteem een grotere bundel aan ecosystemendiensten levert en dat het belangrijk is om deze bundel in zijn geheel te beschouwen.

In deze handleiding geven we voor verschillende ecosystemendiensten methodes voor de kwalitatieve, kwantitatieve en monetaire waardering, voor zover ze beschikbaar en makkelijk toepasbaar zijn. Ook de methodes werden geactualiseerd en uitgebreid t.o.v. 2010. Deze methodes zijn ook opgenomen in de webtool.

De methoden zijn kort weergegeven in deze handleiding. Voor meer details over de recent gebruikte waarderingsfuncties en de gebruikte methoden verwijzen we naar het rapport in opdracht van het Agentschap Natuur en Bos (ANB) “De baten van Natura-2000-gebieden in Vlaanderen” (Broekx et al. 2013) en naar de achtergronddocumenten van het onderzoeksproject “ECOPLAN” (www.ecosysteemdiensten.be). Voor meer achtergrond en literatuur kan je ook terecht in het bijhorende achtergrondrapport “Economische waarderingsstudie van ecosystemendiensten voor MKBA”(Liekens et al. 2009) in opdracht van de cel milieu-economie van het Departement Leefmilieu, Natuur en Energie (LNE). Voor groenaanleg in stedelijke context verwijzen we graag naar de desbetreffende handleiding “Waardering van ecosystemendiensten in een stedelijke omgeving”(Hendrix R. et al. 2016)

We willen onderstrepen dat de voorgestelde berekeningen een ruwe schatting geven van de verschillende baten die een ecosysteem levert. Indien een ecosystemedienst zeer belangrijk blijkt te zijn of discussies oproept bij stakeholders, bevelen we aan om een meer gedetailleerde ecologische en/of economische modellering te gebruiken. Bij elke dienst zijn mogelijke gedetailleerdere modellen weergegeven.

Verder willen we benadrukken dat de cijfers een waardering geven vanuit antropocentrisch standpunt, en niets zeggen over het biologische/ecologische belang van bepaalde ecosystemen voor plant- en diersoorten of over de zeldzaamheid van bepaalde ecosystemen in ons land. De cijfers geven beleidsmakers een eerste ruwe inschatting van het verlies aan economische waarde wanneer ecosystemendiensten verdwijnen of aangetast worden. Ze kunnen helpen om bepaalde keuzes/investeringen voor natuurbehoud en natuurbeheer te verantwoorden en bij een keuze tussen alternatieve locaties, inrichtings- en /of sommige beheerswijzen met betrekking tot de (her)aanleg van natuur in het landelijk gebied.

INHOUD

Samenvatting	I
Inhoud	III
Lijst van tabellen	VII
Lijst van figuren	IX
Lijst van afkortingen	X
HOOFDSTUK 1. Introductie	12
1.1. <i>Doelstelling van deze handleiding</i>	12
1.2. <i>Waarderen van ecosysteemdiensten</i>	13
1.2.1. Wat zijn ecosysteemdiensten?	13
1.2.2. Wat is de economische waarde van een ecosysteem?	14
1.3. <i>Waarom de economische waarde van een ecosysteem bepalen?</i>	16
1.4. <i>Handleiding en webtool: een levend instrument</i>	17
HOOFDSTUK 2. Methode	19
2.1. <i>Hoe ecosysteemdiensten waarderen?</i>	19
2.1.1. Een piramide-aanpak	19
2.1.2. Identificeren: kwalitatieve waardering	20
2.1.3. Kwantificeren: kwantitatieve waardering	21
2.1.4. Monetaire waardering	21
2.1.5. Vertaling naar indicatoren	25
2.2. <i>Beperkingen</i>	25
2.2.1. Niet alle diensten komen even goed aan bod	25
2.2.2. Risico op dubbeltellingen	25
2.2.3. Onzekerheid bij transfereren van waardes naar andere gebieden	26
2.2.4. Andere beperkingen	26
2.3. <i>Welke ecosystemen komen aan bod?</i>	27
2.4. <i>Welke ecosysteemdiensten komen aan bod?</i>	29
HOOFDSTUK 3. Stappenplan voor gebruik handleiding en tool	32
3.1. <i>Fase 1: voorbereiding</i>	33
3.1.1. Stap 1: definitie project en bepalen (positieve of negatieve) impact op groene ruimte	33
3.1.2. Stap 2: afbakenen studiegebied en te nemene maatregelen	33
3.1.3. Stap 3: checken benodigde gegevens en verzamelen extra informatie	34
3.1.4. Stap 4: selecteren relevante ecosysteemdiensten	35
3.2. <i>Fase 2: waardering : stap 5, 6 en 7 Kwalitatief, kwantitatief en monetair</i>	35
3.3. <i>Fase 3: beleidstoepassing en rapportering</i>	35
3.3.1. Stap 8: verder gebruik - integreren in een beslissingstool zoals MKBA	35

3.3.2.	Stap 9: rapportering	36
HOOFDSTUK 4.	Benodigde inputkaarten	37
4.1.	<i>Landgebruik</i>	37
4.2.	<i>Bodem en topografie</i>	38
4.2.1.	Bodemtextuur	38
4.2.2.	Drainageklasse	38
4.2.3.	Bodemprofiel	39
4.2.4.	Bodem volgens de World Reference Base (WRB) for soil resources	39
4.2.5.	Aanwezigheid Veengrond	40
4.2.6.	Gemiddelde hoogste grondwaterstand GHG (mm)	40
4.2.7.	Gemiddelde laagste grondwaterstand GLG (mm)	40
4.2.8.	Hellingspercentage (%)	40
4.2.9.	LS factor	40
4.3.	<i>Beheer</i>	41
4.3.1.	Bos reeds aanwezig op de Ferrariskaarten	41
4.3.2.	Bemesting (ton C/ha)	41
4.3.3.	Beheer bossen	41
4.4.	<i>Recreatie</i>	41
4.4.1.	Score voor reliëf	41
4.4.2.	Score voor cultuur-historische waarde	42
4.4.3.	Score voor horizonvervuiling	42
4.4.4.	Score voor geluidsniveau	42
4.4.5.	Score voor padendensiteit	43
4.4.6.	Gemiddeld aantal bezoeken	43
4.5.	<i>Andere benodigde gegevens</i>	44
4.5.1.	Concentratiekaart PM ₁₀	44
4.5.2.	Street canyon kaart	44
4.5.3.	Inwonerskaart	44
HOOFDSTUK 5.	Producterende diensten	45
5.1.	<i>Voedselproductie</i>	45
5.1.1.	Landbouwproductie	45
5.1.2.	Wild	48
5.1.3.	Niet-gecultiveerde gewassen	49
5.1.4.	Zoetwatervisserij	49
5.1.5.	Zeevisserij	49
5.2.	<i>Watervoorziening</i>	50
5.3.	<i>Materiaal</i>	50
5.3.1.	Houtproductie	50
5.3.2.	Andere plantaardige en dierlijke materialen	56
5.4.	<i>Energie</i>	56
5.4.1.	Energie: biomassa	56
HOOFDSTUK 6.	Regulerende diensten	59
6.1.	<i>Verminderen van afval, toxische stoffen en andere</i>	59

6.1.1.	Bioremediatie	59
6.1.2.	Verbeteren van de luchtkwaliteit	59
6.1.3.	Verminderen van geluidshinder	65
6.1.4.	Verminderen visuele hinder en geurhinder	71
6.2.	<i>Reguleren van water- en landstromen</i>	72
6.2.1.	Stabilisatie van waterniveaus	72
6.2.2.	Bescherming tegen overstromingen – vanuit de rivier	72
6.2.3.	Bescherming tegen overstromingen vanuit de zee	74
6.2.4.	Bescherming tegen erosie	75
6.3.	<i>Reguleren van de fysische, chemische en biologische omgeving</i>	79
6.3.1.	Mondiale klimaatregulatie: koolstofopslag in de bodem	79
6.3.2.	Mondiale klimaatregulatie: koolstofopslag in biomassa	87
6.3.3.	Lokale en regionale klimaatregulatie	91
6.3.4.	Waterkwaliteit: denitrificatie	91
6.3.5.	Waterkwaliteit: vermeden uitspoeling van nutriënten naar water	94
6.3.6.	Bestuiving en zaadverspreiding	98
6.3.7.	Kraamkamers	102
6.3.8.	Natuurlijke plaag- en ziektebestrijding	102
HOOFDSTUK 7.	Culturele diensten	103
7.1.	<i>Culturele diensten gewaardeerd via uitgedrukte voorkeuren</i>	103
7.1.1.	Functie 1: Aanleg nieuwe natuur of verdwijnen van natuur	105
7.1.2.	Functie 2: Aanleg kleine landschapselementen (KLE) op akker of weiland	115
7.1.3.	Functie 3: Omzetting van naaldbos naar loofbos of heidegebied	121
7.1.4.	Functie 4: Verbetering van de ecologische status van een waterloop	126
7.1.5.	Beperkingen van de verschillende functies	130
7.2.	<i>Recreatie en beleving</i>	132
7.2.1.	Beleving van recreanten en toeristen	132
7.2.2.	Beleving door omwonenden	140
7.2.3.	Gezondheidseffecten van contact met groen	142
7.3.	<i>Informatie en kennis</i>	148
7.4.	<i>Culturele, spirituele en symbolische waarde</i>	148
7.5.	<i>Niet-gebruikswaarde</i>	149
HOOFDSTUK 8.	Verder gebruik in een MKBA	151
8.1.	<i>Introductie</i>	151
8.2.	<i>Evolutie van baten in de tijd</i>	151
8.3.	<i>Correctie voor de demografische groei</i>	152
8.4.	<i>Correctie voor groei productiviteit en evolutie in koopkracht</i>	153
8.5.	<i>Factorkosten vs. marktprijzen</i>	153
8.6.	<i>Actualisatie en discontovoet</i>	153
8.7.	<i>Correcties voor prijspeil</i>	154
HOOFDSTUK 9.	Besluit	156

Literatuurlijst	157
Bijlage A: Vergelijking soortgelijke tools in Europa	168
Bijlage B: Kwalitatieve omschrijving van de verschillende ecosystemendiensten	170
Bijlage C: definities kleine landschapselementen	172

LIJST VAN TABELLEN

Tabel 1: overzicht ecosysteemdiensten en beschikbaarheid waarderingsmethoden in de handleiding _____	29
Tabel 2: stappenplan voor gebruik handleiding _____	32
Tabel 3: Basisbestanden gebruikt voor het samenstellen van de landgebruikskaart _____	37
Tabel 4: Opslagfactoren voor reliëf _____	41
Tabel 5: Opslagfactoren voor erfgoedwaarden _____	42
Tabel 6: score voor aanwezigheid van horizonvervuiling _____	42
Tabel 7: Score voor padendensiteit _____	43
Tabel 8: gemiddelde van bruto bedrijfsresultaten in Vlaanderen gegroepeerd per hoofdteelt ____	47
Tabel 9: extract uit tabel voor een specifieke bodem-kernserie te gebruiken voor kwalitatieve, kwantitatieve en monetaire waardering houtproductie. _____	54
Tabel 10: verkoopprijzen op stam (gemiddelde over omtrekklassen) _____	54
Tabel 11: kwalitatieve, kwantitatieve en monetaire waardering van de afvang van fijn stof _____	63
Tabel 12: kwalitatieve waardering geluid bij verschillende nuttige breedte _____	69
Tabel 13: kwantitatieve waardering: vermindering in dB(A) per vegetatietype ten opzichte van een harde bodem (type 0) bij verschillende breedtes. _____	69
Tabel 14: monetaire waardering: % waardevermindering van een woning per dB(A) geluidstoename _____	70
Tabel 15: K-factor op basis van textuurklasse _____	76
Tabel 16: kwalitatieve score voor LS*K _____	76
Tabel 17: bodembedekkingsfactor C en kwalitatieve score 2 voor verschillende types bodembedekking _____	77
Tabel 18: kwantitatieve waardering van de potentiële totale koolstofvoorraad in de bodem ____	83
Tabel 19: inputdata voor formule _____	83
Tabel 20: monetaire waardering: kengetallenreeks voor externe kosten van broeikasgassen voor C-opslag in de periode 2010-2050. _____	84
Tabel 21: gemiddelde dichtheid (ton/m ³) en biomassaexpensiefactor(BEF) van de boomsoorten die onderscheiden worden in SIM4Tree (uittreksel) _____	88
Tabel 22: voor een specifieke bodem-kernserie te gebruiken voor kwalitatieve en kwantitatieve waardering C-opslag biomassa _____	89
Tabel 23: monetaire waardering: kengetallenreeks voor externe kosten van broeikasgassen voor C-opslag in periode 2010-2050. _____	90
Tabel 24: kwalitatieve waardering N-opslag in bodem op basis van kwantitatieve waardering ____	95
tabel 25 met algemene C/N waarden voor organische stof in bodems per vegetatietype _____	97
Tabel 26: score bestuivingbehoevende gewassen in een straal van 1 km rond het gebied (uitgebreide score) _____	100
Tabel 27: score geschiktheid ecosystemen voor insecten (eenvoudige score) _____	100
Tabel 28: score geschiktheid ecosystemen voor insecten (uitgebreide score) _____	101
Tabel 29: Wijziging padendensiteit in toekomstige gebied en invloed op de score _____	134
Tabel 30: Antwoord op de vraag in welke mate recreatieve faciliteiten aanwezig zijn. _____	134
Tabel 31: Gemiddeld aantal bezoeken per inwoner per jaar per type activiteit _____	135
Tabel 32: kengetallen voor waardering van een bezoek (€/bezoek) _____	137
Tabel 33: Gemiddelde bestedingen per bezoek per recreatietype. _____	137
tabel 34: scores voor de kwalitatieve waardering van woongenot _____	141
Tabel 35: Correctie voor grootte van het gebied _____	142
Tabel 36: samenvattende tabel gezondheidseffecten van 10% extra groene ruimte binnen 1km en 3 km van woning. _____	144

Tabel 37: scores voor kwalitatieve waardering _____	146
Tabel 38: kwantitatieve waardering van gezondheidseffecten van 1 ha extra groen in DALY per 1000 inwoners _____	146
Tabel 39: correctiefactor oppervlakte gebied _____	147
Tabel 40: kengetallen voor demografische evolutie (groei per jaar, Vlaams gewest) _____	152

LIJST VAN FIGUREN

figuur 1: totale economische waarde van ecosystemen en mogelijke waarderingsmethoden	15
figuur 2: de waarderingspiramide	20
figuur 3: voorbeeld van een keuzekaart gebruikt bij keuzemodellering.	24
figuur 4: illustratie impact afstandsverval op betalingsbereidheid voor een toegankelijk bos	107

LIJST VAN AFKORTINGEN

ANB	Agentschap voor Natuur en Bos
BBI	Belgische Biotische Index
BEES	Belgian Ecosystem Services Community of practice
BEF	Biomassa-expansiefactor
BOBO	Bodemgeschiktheid Bosbomen
BTB	Betalingsbereidheid
BWK	Biologische waarderingskaart
C	Koolstof
CE	Choice Experiment
CICES	Common International Classification of Ecosystem Services
CVM	Contingent Valuation Method
dB(A)	Decibel (A) waarneembaar door de mens
Dg	Geometrische gemiddelde korrelgrootte
ESD	Ecosysteemdienst(en)
GHG	Gemiddeld hoogste grondwaterpeil
GHO	Gemiddeld hoogste oppervlaktewaterpeil
GIS	Geografische InformatieSystemen
GLG	Gemiddeld laagste grondwaterpeil
GLO	Gemiddeld laagste oppervlaktewaterpeil
HP	Hedonic Pricing
MAES	Mapping and assessment of ecosystems and their services
MAI	Mean Annual Increment
MEA	Millennium Ecosystem Assessment
MER	Milieu-effectrapport
MIRA	Milieurapport Vlaanderen
MKBA	Maatschappelijke kosten-batenanalyse
MKM	Milieukostenmodel
N	Stikstof
NARA	Natuurrapport Vlaanderen
NSDI	Noise sensitivity depreciation index
KLE	Kleine landschapselementen
LIS	Landbouwimpactstudie
LNE	Departement leefmilieu, Natuur en Energie van de Vlaamse overheid
P	Fosfor
PIO	Prati-index voor zuurstofverzadiging
PM	Particulate matter (fijn stof)
SOC	Soil Organic content
TAW	Tweede algemene waterpassing
TC	Travel Cost
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
VMM	Vlaamse Milieumaatschappij

VOS Vluchtige Organische stoffen

HOOFDSTUK 1. INTRODUCTIE

1.1. DOELSTELLING VAN DEZE HANDLEIDING

De effecten op natuur en landschap werden in het verleden vaak alleen kwalitatief meegenomen in beleidsbeslissingen. Een belangrijke reden hiervoor was de afwezigheid van bruikbare en betrouwbare kengetallen voor de kwantificering en moneterisering ervan. Veel gevalstudies en onderzoek over de baten van ecosystemen zijn terug te vinden in wetenschappelijke literatuur, maar het is niet gemakkelijk om de resultaten ervan te vertalen in praktisch bruikbare methodes om verschillende landgebruikscenario's te vergelijken.

Deze handleiding wil in de eerste plaats **pragmatische methodes aanreiken om veranderingen in de levering van ecosysteemdiensten (ESD) te waarderen**. Dit kan een hulpmiddel zijn voor iedereen (beheerders, landontwikkelaars, overheden, natuurorganisaties of actieve inwoners) die het sociaal-economische belang van ecosystemen in kaart wil brengen. Dit kan men doen om de waarde van veranderingen aan te tonen, om de baten van investeringen te waarderen of om te gebruiken in bijvoorbeeld een maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) of een milieueffectrapport (MER).

De handleiding biedt een stappenplan om bij veranderingen in landgebruik de effecten op ecosysteemdiensten te schatten en vervolgens de economische waarde daarvan in beeld te brengen. De handleiding geeft aan voor verschillende ecosysteemdiensten wat deze dienst juist inhoudt en hoe men die dienst kwalitatief, kwantitatief en/of monetair kan waarderen. Ze geeft aan wat de uitgangspunten zijn, welke inputdata nodig zijn en waar men deze data kan vinden. Tot slot wordt elke ecosysteemdienst geïllustreerd met een voorbeeld. Deze gegevens zijn gebaseerd op voortschrijdende inzichten inzake de kwalitatieve, kwantitatieve en monetaire waardering van ecosysteemdiensten.

De methodes beschreven in deze handleiding worden ook toegepast in de webtool "Natuurwaardeverkenner" (www.natuurwaardeverkenner.be) waarmee u zelf kan verkennen welke ecosysteemdiensten belangrijk zijn in uw gebied of worden beïnvloed door uw project. In de webtool kan u uw studiegebied intekenen op kaart. De tool haalt dan van bestaande kaartlagen alle benodigde gegevens op. Zo hoeft u deze niet zelf te verzamelen. Ook kan u via deze link meer achtergrondinformatie over de gebruikte methodes bekomen. Naast deze handleiding vindt u er ook een handleiding opgesteld specifiek voor ecosysteemdiensten in een stedelijke context.

De methodes zijn geschikt voor een eerste indicatieve beoordeling van de impact van een project of van een beleid op de geleverde ecosysteemdiensten. Indien een specifieke ecosysteemdienst zeer belangrijk blijkt te zijn of discussies oproept bij stakeholders, wordt aanbevolen om een meer gedetailleerde ecologische en /of economische modellering te gebruiken. Waar mogelijk hebben we deze uitgebreidere modellen weergegeven per ecosysteemdienst.

1.2. WAARDEREN VAN ECOSYSTEEDIENSTEN

1.2.1. WAT ZIJN ECOSYSTEEDIENSTEN?

De mens maakt gebruik van een brede waaier aan diensten en grondstoffen die door ecosystemen worden geproduceerd. Deze voordelen zijn algemeen bekend onder de noemer 'ecosysteemdiensten' en omvatten zowel producten (bijv. drinkwater) als processen (bijv. decompositie van afval) (Jacobs et al. 2010). Samen met de groei van de bevolking groeit ook de vraag naar grondstoffen en diensten geleverd door ecosystemen. Velen verkeerden lang in de veronderstelling dat ecosysteemdiensten gratis, onkwetsbaar en onuitputtelijk zijn. Maar vandaag wordt de impact van menselijk gebruik en misbruik meer en meer duidelijk: bijv. lucht- en waterkwaliteit worden bedreigd, oceanen zijn overbevist, plagen en ziektes breiden uit buiten hun historische grenzen, ontbossing bedreigt de natuurlijke bescherming tegen erosie enz.

Het besef groeit dat de diensten die ecosystemen leveren eindig zijn en bedreigd worden, en dat een afweging moet gemaakt worden tussen menselijke belangen op korte en lange termijn. Het concept om natuur en landschappen te beschouwen als producenten van ecosysteemdiensten stelt ons in staat om de baten van natuur en landschap te waarderen en biedt een kader om de verschillende sociale, economische en omgevingsaspecten samen te brengen en te integreren.

In een Internationale context krijgt het begrip ecosysteemdiensten veel aandacht. De Verenigde Naties brachten in 2005 het Millennium Ecosystem Assessment (MEA) uit. Meer dan 1360 wetenschappers en experts wereldwijd maakten hierin een stand van zaken op van de biodiversiteit en natuurlijke hulpbronnen die ter beschikking van de mens staan. Ze concludeerden dat wereldwijd 15 van de 24 onderzochte ecosysteemdiensten achteruit gaan omdat ze niet duurzaam worden gebruikt. Deze conclusie van de academische wereld heeft ook meer en meer politici en beleidsmakers doen inzien dat het ecosysteemdiensten-concept belangrijk is. Zo wordt in de "United Nations conference on sustainable development (RIO+20)" verwezen naar het vrijwaren van gebieden waar biodiversiteit en ecosysteemdiensten belangrijk zijn. In de EU-biodiversiteitstrategie onderstreept de commissie het belang van ecosysteemdiensten en stelt ze dat ze wil investeren in het in kaart brengen en waarderen van ecosysteemdiensten en hun onderliggende processen (het MAES-project). Het TEEB - initiatief (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) biedt een kader om de economische baten van biodiversiteit of de stijgende kosten voor een verlies aan biodiversiteit in kaart te brengen.

Definities

Ecosysteem = het geheel van biotische (levende) en abiotische (niet-levende) elementen die het samenleven van levende organismen in een bepaald gebied kenmerken.

Ecosysteemdiensten = de goederen en diensten geleverd door een ecosysteem die bijdragen tot voordelen (baten) voor de mens (MEA, Reid 2006). Deze bestaan uit:

- *Producterende diensten*: De producten die uit ecosystemen worden verkregen, zoals bijvoorbeeld genetische bronnen, voedsel, vezels en grondstoffen zoals hout, riet,
- *Regulerende diensten*: De voordelen die worden verkregen uit de regulering van ecosysteemprocessen, waaronder bijvoorbeeld de regulering van klimaat, water en sommige menselijke ziekten.
- *Culturele diensten*: De immateriële geneugten die mensen putten uit ecosystemen door geestelijke verrijking, cognitieve ontwikkeling, recreatie en esthetische beleving.
- *Ondersteunende diensten*: deze diensten zijn nodig voor de levering van alle bovenstaande diensten zoals bodemvorming, fotosynthese, voedselkringloop.

In "The Economics of Ecosystems and Biodiversity" (TEEB, 2010) spreekt men ook nog van habitatdiensten om het belang van ecosystemen te onderstrepen als habitat voor migrerende soorten (bijv. kinderkamerfunctie) en als beschermer van de genetische diversiteit.

Biodiversiteit is de verscheidenheid van het leven in al zijn vormen, combinaties en organisatieniveau's (bijvoorbeeld op genetisch vlak, op vlak van soorten en op vlak van ecosystemen) (VLIZ 2014-2016).

1.2.2. WAT IS DE ECONOMISCHE WAARDE VAN EEN ECOSYSTEEM?

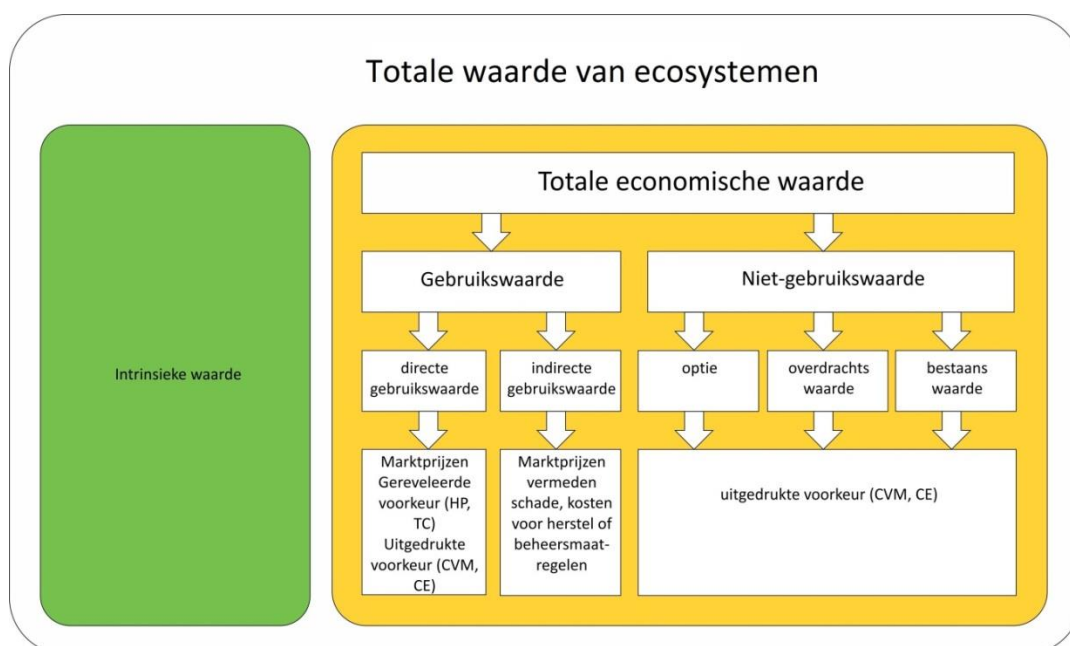
Wanneer we aan de waarde van iets denken, denken we vaak aan het nut of belang dat iets voor ons heeft. Met andere woorden de waarde geeft aan hoe graag iemand iets wil hebben. In economische termen betekent waarde "hoeveel van iets anders we ervoor willen opgeven". Deze waarde wordt bepaald door individuele voorkeuren. Omdat waarde op zichzelf een ongrijpbaar begrip is, is de mens al vroeg op zoek gegaan naar mogelijkheden om deze waarde meetbaar te maken. Zo werd waarde vroeger uitgedrukt in hoeveelheden tastbare goederen zoals graan of metaal. Vandaag wordt waarde klassiek uitgedrukt in geldtermen. Het geld dat een individu wil betalen voor iets, vertelt ons iets over wat deze persoon wil opgeven aan andere goederen en diensten om dat ene goed of die ene dienst te verkrijgen. Dit noemen we de betalingsbereidheid. Geld is dus enkel een meeteenheid.

Heel vaak wordt verondersteld dat de marktprijs gelijk is aan de waarde van een goed of dienst. Dit is vaak niet het geval. Voor ecosysteemdiensten is de waarde zelden gelijk aan de prijs die we betalen, omdat de meeste ecosysteemdiensten niet terug te vinden zijn op een markt en dus "gratis" zijn. Dat wil niet zeggen dat hun waarde "0" is of dat we deze waarde niet kunnen bepalen. Hiervoor bestaan verschillende methoden die in deze handleiding kort worden toegelicht. Ook de ecosysteemdiensten die wel verkocht worden, hebben niet noodzakelijk de juiste prijs omdat de markt niet perfect werkt (bijv. subsidies, milieukosten die niet doorgerekend worden, monopolies).

De bedoeling van een economische waardering van een ecosysteem is om de totale economische waarde ervan te bepalen, of met andere woorden om te bepalen wat de totale bijdrage is van ecosystemen aan de menselijke welvaart en welzijn. Een ecosysteem kan hierbij breder gezien worden dan natuurgebieden. Ook landbouwgebieden of stedelijk groen leveren ecosysteemdiensten.

Onderstaande figuur geeft een overzicht van de verschillende aspecten van economische waarde in een ecosysteem. De totale economische waarde bestaat uit twee grote delen: de gebruikswaarde en de niet-gebruikswaarde. Deze waarden worden nog eens verder onderverdeeld en vaak afzonderlijk gewaardeerd door verschillende methodes.

figuur 1: totale economische waarde van ecosystemen en mogelijke waarderingmethoden



Bron: op basis van Hanley et al, 1997

De gebruikswaarde omvat:

- een directe gebruikswaarde: we ontlene goederen en diensten direct aan het ecosysteem zoals bijv. hout, recreatie, beleving van het ecosysteem.
- een indirecte gebruikswaarde: we ontlene diensten die een indirect effect hebben op onze welvaart en leiden tot kostenbesparingen voor de maatschappij als geheel zoals de zuivering van water, bescherming tegen overstromingen, ...

De niet-gebruikswaarde omvat:

- een overdrachtswaarde: het beschikbaar zijn van groene ruimte is belangrijk voor huidige en toekomstige generaties
- een bestaanswaarde: we hechten belang aan het feit dat er ruimte is voor planten en dieren en aan de aanwezigheid van deze planten en dieren zelf.
- een optiewaarde: We hechten waarde aan het feit dat een gebied ons de mogelijkheid geeft om in de toekomst gebruik te maken van een goed of dienst (zonder dat we er daarom

effectief gaan gebruik van maken). In de literatuur wordt deze waarde soms bij de gebruikswaarde gerekend.

Naast de economische waarde wordt aan groene ruimte ook een intrinsieke waarde toegeschreven. Dit is de waarde die iets heeft, los van zijn context, van zijn omgeving of zijn positie in een groter geheel. De natuur heeft een waarde op zich zonder dat het voor de mens een waarde moet hebben. Intrinsieke waarde is niet te verwarren met de bestaanswaarde (de waarde die we hechten aan het bestaan van planten en dieren.)

1.3. WAAROM DE ECONOMISCHE WAARDE VAN EEN ECOSYSTEEM BEPALEN?

Ecosystemen bieden een waaier van diensten die bijdragen tot onze welvaart (zie kader). Vele sectoren zoals landbouw, visvangst, energie en industrie (farmaceutische industrie, toerisme...) zijn afhankelijk van biodiversiteit en ecosysteemdiensten. De economische waarde van onze ecosystemen met hun rijke biodiversiteit is dus groot. Ondanks haar belang voor de maatschappij en onze economie en het bestaan van heel wat wetgeving (denk maar aan de habitat- en vogelrichtlijn en het Vlaamse natuurdecreet) gaat de globale biodiversiteit nog steeds achteruit. Natuurdoelstellingen worden vaak niet gehaald, hoewel het aantal realisaties op het terrein toeneemt. In heel veel beslissingen worden de baten van ecosystemen genegeerd. De belangrijkste redenen hiervoor zijn:

- Ecosystemen hebben vele vormen van baten en zijn wijdverspreid. Niet alle baten zijn meteen lokaal zichtbaar. Een voorbeeld is de regulerende functie voor waterretentie. De gevolgen van verharding zijn vooral stroomafwaarts voelbaar.
- Er is een spanningsveld tussen private baten en maatschappelijke baten. Bijv. opbrengsten van woningbouw waarbij wordt ontbost ten opzichte van de baten die een bos kan voortbrengen als groene long, klimaatregulatie, recreatie enz.
- Slechts weinig ecosysteemdiensten worden op de markt verhandeld en hebben een directe, financiële impact op de beslissingnemer.
- Kosten voor behoud en herstel van ecosystemen moeten meteen betaald worden en moeten vaak lokaal gebeuren, terwijl veel baten bovenlokaal zijn en pas in de toekomst tot uiting komen. Een voorbeeld is de aanleg van bufferstroken op landbouwgronden om te zorgen dat waterlopen niet vervuild worden.

Economisch waarderen kan helpen op verschillende vlakken:

- De waarde van ecosystemen en veranderingen zichtbaar maken en hierover communiceren, helpt om publieke steun en participatie te verwerven voor milieu- en natuurinitiatieven.
- Beheerders maken dag in dag uit keuzes over de allocatie van budgetten. Deze keuzes zijn impliciet of expliciet gebaseerd op maatschappelijke waarden. Steeds meer worden zij geconfronteerd met vragen over de verantwoording van hun keuzes voor natuurbehoud en herstelprojecten en de maatschappelijke welvaart die dit creëert.
- De verschillende gevolgen van natuurprojecten inzichtelijk maken draagt bij tot betere besluitvorming waarbij meer wordt gezocht naar win-win situaties tussen diverse economische, milieugerelateerde en sociale doelstellingen.
- De waarde van veranderingen aan groene ruimte kan men meenemen in beslissingsondersteunende instrumenten zoals

- kosteneffectiviteitsanalyses om conservatie en herstelprojecten te prioriteren of om aan te tonen hoeveel projecten opbrengen per € gespendeerd;
- maatschappelijke kosten-batenanalyses om verschillende projecten of beleidsprogramma's te vergelijken;
- multicriteria-analyses.

1.4. HANDLEIDING EN WEBTOOL: EEN LEVEND INSTRUMENT

Deze handleiding is een actualisatie van de gedrukte handleiding van 2013. Het geeft een stand van zaken van de laatste inzichten op vlak van kwantificatie en waardering van ecosysteemdiensten in Vlaanderen. De belangrijkste wijzigingen kunnen op de homepage van de natuurwaardeverkenner teruggevonden worden in het versiebeheerdocument.

→ Verfijning van methodes en uitbreiding van diensten

Er zijn enkele nieuwe diensten (kwalitatief) toegevoegd namelijk erosieregulatie en bestuiving. Het effect van contact met natuur op onze 'mentale' gezondheid werd ook kwantitatief en monetair gewaardeerd.

Op basis van een review door experts in Vlaanderen werden kleine aanpassingen doorgevoerd aan de reeds bestaande methoden. Deze review kan teruggevonden worden bij de achtergronddocumenten bij varia "reviewdocument 2014". Ook nieuwe inzichten voortvloeiend uit het onderzoeksproject 'ECOPLAN' werden opgenomen in de handleiding en webtool.

Daarnaast is een bijkomende handleiding gemaakt voor de ecosysteemdiensten geleverd door groenmaatregelen in een stedelijke omgeving. Dit was noodzakelijk omdat de informatie rond de effecten van groenmaatregelen verschillend is van deze van grote eenheden natuur of landbouw. Vaak spelen er ook andere ecosysteemdiensten een belangrijke rol bijv. beperken van hitte-stress.

→ Verbeterde functionaliteiten

Op vraag van de gebruikers van de webtool zijn er heel wat functionaliteiten bijgekomen.

Op de eerste plaats moet de gebruiker niet meer zelf GIS gebruiken om de benodigde gegevens te kunnen invullen. De gebruiker moet enkel zijn studiegebied en de te nemen maatregelen intekenen op kaart. De tool vraagt dan aan de hand van beschikbare achtergrondkaarten de benodigde gegevens op en vult deze automatisch in. Deze gegevens blijven steeds aanpasbaar door de gebruiker.

De gebruiker kan de resultaten ook exporteren naar excel. Naast de resultaten worden per dienst de inputdata en gebruikte kengetallen weergegeven. Er wordt ook gelinkt naar een voorbeeld in deze handleiding zodat de gebruiker duidelijk de berekeningswijze kan nagaan.

Deze handleiding geeft uitleg over de gebruikte data en methoden. Daarnaast bestaat er ook een korte praktische handleiding en een instructievideo die de gebruiker wegwijs maakt in het gebruik van de tool. Indien gewenst worden er ook korte opleidingen gegeven.

→ **Betrokkenheid van gebruikers**

De betrokkenheid van gebruikers is een cruciaal onderdeel en de drijvende factor achter deze wijzigingen. Op basis van feedback op een eindgebruikers-enquête, van de stuurgroep en informele contacten met gebruikers werden de belangrijkste verbeterpunten opgesteld en aangepakt.

Het is onze ambitie om deze handleiding en de tool verder te blijven ontwikkelen en op regelmatige basis te actualiseren met de huidige kennis op vlak van kwantificering en waardering. De tool kan dus beschouwd worden als een “levend” mechanisme dat gebruikt kan worden samen met of geïntegreerd in beslissingstools. We raden dan ook sterk aan steeds de website van de natuurwaardeverkenner te raadplegen voor de laatste versie van de handleiding.

Ook u als lezer, expert of gebruiker kan hieraan bijdragen door informatie/suggesties te geven over

- uw goede of slechte ervaringen met de handleiding/Natuurwaardeverkenner;
- bronnen van informatie om de bestaande berekeningsmethodes te verbeteren;
- hoe we de gebruiksvriendelijkheid van de tool verder kunnen verbeteren;
- methodes om bijkomende ecosysteemdiensten te waarderen.

U kunt dit doen via de linkedinpagina van de natuurwaardeverkenner of door een mail te sturen naar de adressen op de contactpagina.

HOOFDSTUK 2. METHODE

2.1. HOE ECOSYSTEEDIENSTEN WAARDEREN?

2.1.1. EEN PIRAMIDE-AANPAK

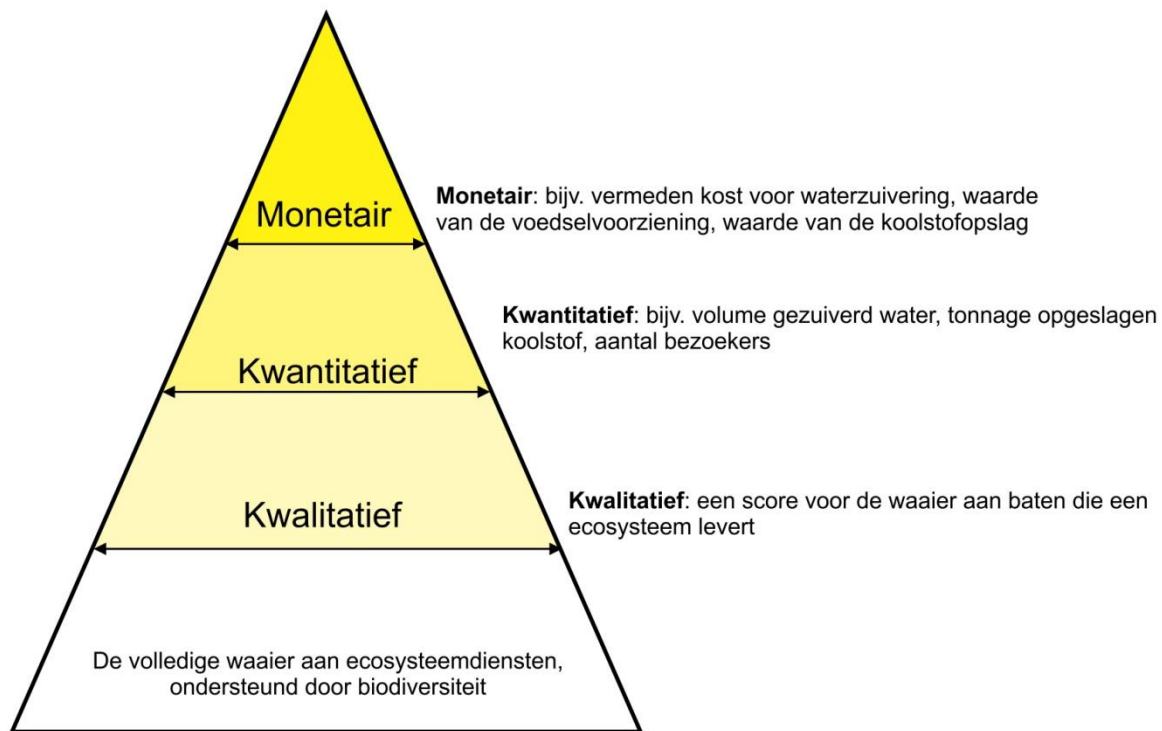
Niet voor alle ecosystemendiensten is dezelfde hoeveelheid aan informatie beschikbaar. Daarom stellen we een piramidebenadering voor zoals beschreven in Kettunen et. al. (2009). Hierbij worden in eerste instantie zoveel mogelijk diensten omschreven en wordt een kwalitatieve waardering gegeven. Dit gebeurt via scores die aangeven in welke mate de ecosystemendiensten worden geleverd door een bepaald gebied en hoe deze levering wordt beïnvloed door specifieke ingrepen. Dit is nog niet voor alle ecosystemendiensten gebeurd door het ontbreken van wetenschappelijke kennis over specifieke ecosystemendiensten.

In tweede instantie stellen we functies op voor een kleinere selectie van ecosystemendiensten om de bio-fysische impact van een scenario te kwantificeren (kwantitatieve waardering). Deze selectie gebeurt op basis van de beschikbaarheid van gegevens en de wetenschappelijke geloofwaardigheid van kwantificeringsfuncties. Ecosystemendiensten waarvoor te weinig wetenschappelijke informatie of consensus bestaat, blijven in de eerste groep. Vertrekkende van de kwantificering gaan we tot slot voor een nog kleinere groep ecosystemendiensten ook functies of kengetallen ontwikkelen om de monetaire waarde te kunnen bepalen.

Het voordeel van deze aanpak is dat we een zo volledig mogelijke bundel van ecosystemen waarderen. Zoals Kosoy en Corbera (2010) aangeven zijn waarderingsoefeningen die alleen één ecosystemedienst onderzoeken misleidend. Enkel focussen op één ecosystemedienst zoals bijvoorbeeld visvangst, kan leiden tot niet-duurzaam gebruik en desastreuze effecten hebben op andere ecosystemendiensten.

Het waarderen van een bundel ecosystemendiensten betekent niet dat men alles moet waarderen. Het monetair waarderen van de huidige waarde van alle ecosystemen is op zichzelf weinig betekenisvol voor het beleid want zonder biodiversiteit is ook ons leven op aarde onmogelijk. Beslissingnemers zijn meer geïnteresseerd in de waardering van marginale (relatief kleine) veranderingen die plaatsvinden in de levering van ecosystemendiensten. Daarom moeten we verschillende alternatieven, scenario's of veranderingen in landgebruik waarderen.

figuur 2: de waarderingspiramide



bron: vertaling van Kettunen et al. (2009)

2.1.2. IDENTIFICEREN: KWALITATIEVE WAARDERING

De kwalitatieve waardering geeft met een score van 1 tot 10 aan of een specifieke ecosystemedienst al dan niet belangrijk is in een bepaald gebied, en of deze dienst verbetert of verslechtert bij toepassing van een bepaald beleid of project.

Identificatie van ecosystemendiensten gaat in op volgende vragen:

- Wat zijn de ecosystemendiensten die door gebieden geleverd worden en hoe belangrijk zijn deze diensten?
- Wat zijn de factoren die bepalen hoe groot de geleverde diensten zijn? Deze zijn per dienst bondig opgesomd in bijlage B.
- Wijzigen deze beïnvloedende factoren tussen scenario's?

Er zijn 3 types factoren die de belangrijkheid van een ecosystemedienst beïnvloeden:

- Aanbod uit het fysisch systeem: Geschiktheid/randvoorwaarden uit het fysisch systeem (is het gebied uit abiotisch standpunt geschikt om een bepaalde ecosystemedienst te leveren?)
- Aanbod uit landgebruik/bodembedekking: Wordt de ecosystemedienst effectief geleverd bij een bepaalde status van landgebruik/ecosysteem?
- Vraag: Noden van de maatschappij om in een bepaald gebied een (bijkomende) dienst te leveren.

Vanuit deze 3 invalshoeken kunnen we verschillende geschiktheidsfactoren identificeren en combineren. Op basis van expertenadvies en combinaties van deze geschiktheidsfactoren kunnen we vervolgens scores toekennen die aangeven hoe belangrijk een dienst is.

Deze methode is vooral pragmatisch en identificeert de belangrijkste veranderingen in geleverde ecosysteemdiensten binnen een gebied. Deze kwalitatieve waardering is een opstap naar de te kwantificeren/waarderen diensten, maakt snel duidelijk welke ecosysteemdiensten relevant zijn en geeft ook aan dat we met de huidige wetenschappelijke kennis belangrijke diensten nog niet kunnen kwantificeren.

2.1.3. KWANTIFICEREN: KWANTITATIEVE WAARDERING

De kwantitatieve waardering focust op numerieke data: We meten de verandering in ecosysteemdiensten die het resultaat is van een verandering in landgebruik in termen van fysische impact op bijv. productie (ton biomassa), verontreiniging (kg vuilvrachtreductie) of recreatie (aantal bezoeken).

In deze handleiding maken we voor de kwantitatieve waardering zoveel mogelijk gebruik van kwantificeringsfuncties uit de literatuur en empirisch onderzoek. Om ecosysteemdiensten te kwantificeren vertalen we zoveel mogelijk de onderliggende ecologische processen in eenvoudig te gebruiken statistische functies of kengetallen. We maken dus geen gebruik van uitgebreide procesgebaseerde modellen die bijvoorbeeld beschikbaar zijn om de impact op overstromingen, erosieverlies of nutriëntenverwijdering te becijferen. Dergelijke oefeningen zijn zeer uitgebreid en niet op korte termijn uitvoerbaar voor een verkenning van een breed gamma aan diensten. Waar de informatie beschikbaar verwijzen we wel naar uitgebreide modellen in Vlaanderen die kunnen gebruikt worden om bepaalde biofysische processen meer in detail te kwantificeren.

Om zoveel mogelijk rekening te houden met de onzekerheid binnen de functies proberen we in de mate van het mogelijke een lage en hoge waarde te bepalen waarbinnen de eigenlijke waardering ligt.

De eenheden waarin diensten worden gekwantificeerd zijn specifiek voor iedere dienst. Het is dus niet mogelijk om op basis van de kwantitatieve waardering diensten op te tellen en te vergelijken. Deze methode geeft wel goed aan in welke mate de levering van diensten verandert tussen scenario's.

2.1.4. MONETAIRE WAARDERING

Monetaire waardering is het uitdrukken van de effecten op ecosysteemdiensten in geldtermen. Dit kan op basis van verschillende methodes uit de milieu-economie. We geven een korte beschrijving van verschillende methodes die mogelijk zijn. Meer details zijn te vinden in LNE (2008). Verder in de handleiding geven we per ecosysteemdienst aan welke methode we gebruiken. In figuur 1 kan u ook zien voor welke waarden deze methoden het meest geschikt zijn.

→ Marktprijzen

Als marktprijzen beschikbaar zijn, worden deze gebruikt omdat ze informatie geven over wat de koper hiervoor minimum wil betalen (en dus iets zeggen over de bereidheid tot betalen en de voorkeuren van de koper), over de prijs die de verkoper wil om die diensten of goederen te leveren

en over de hulpbronnen die hiervoor moeten opgeofferd worden (grondstoffen, energie, kapitaal en arbeid die we niet voor iets anders kunnen gebruiken).

Er zijn maar weinig ecosysteemdiensten die op een markt verhandeld worden. Bovendien is er weinig informatie over de hoeveelheid goederen die een ecosysteem levert en de kostprijs om de goederen te verkrijgen waardoor we ons vaak moeten beroepen op andere methoden om ecosysteemdiensten te waarderen.

→ **Vermeden reductiekosten**

Reductiekosten zijn de kosten van maatregelen die nodig zijn om bepaalde vervuilende stoffen in het milieu te reduceren bijv. stikstof in het water. Een ecosysteemdienst kan concentraties verminderen en ervoor zorgen dat bepaalde maatregelen niet moeten genomen worden en zo reductiekosten vermijden. De kost per eenheid emissievermindering (bijv. per kg stikstof) van de laatste nog net noodzakelijke maatregel om een milieudoel te bereiken, weerspiegelt de kosten die de maatschappij er voor over heeft om het betreffende milieudoel te behalen. Deze wordt de marginale reductiekost genoemd, en kan gebruikt worden als benadering voor de waarde van deze ecosysteemdienst. Deze benadering is minder goed dan onderstaande methodes omdat het verband met voorkeuren en bereidheid tot betalen van mensen minder direct is. Er is wel een indirect verband omdat het beleid bij de keuze van beleidsdoelstellingen – zoals over nutriënten en klimaatverandering – rekening houdt met zowel de mogelijke gevolgen van deze problemen en hoe mensen dat waarderen, als met de kosten van maatregelen om deze problemen op te lossen.

Om deze methode te kunnen toepassen heeft men twee soorten informatie nodig:

- specifieke milieudoelstellingen;
- de kosten van maatregelen om die doelstellingen te bereiken, gerangschikt volgens kosten-effectiviteit.

→ **Vermeden schadekosten**

Schadekosten zijn kosten als gevolg van schade bijvoorbeeld door de uitstoot van polluenten of door overstromingen. Milieugerelateerde gezondheidskosten zijn een vorm van schadekosten. De marginale schadekost is de bijkomende kost voor een extra eenheid toegebrachte schade.

Als een verbetering van de ecosysteemdiensten leidt tot minder schade, bijv. door het vermijden van een overstroming of het verwijderen van polluenten, dan kan de waarde van deze vermeden marginale schadekost gebruikt worden om de ecosysteemdienst te waarderen. Om dit te kunnen doen, is er nood aan goede studies met informatie over de vermeden schadekosten aan gezondheid of economie en de relatie met de ecosysteemdienst.

→ **Factorkostenmethode**

Deze methode waardeert de bijdrage van het ecosysteem aan de toegevoegde waarde van een product. Ze beschouwt groene ruimte als input in het productieproces naast kapitaal en arbeid. Deze methode wordt maar zelden gebruikt.

→ Gereveleerde (getoonde) voorkeuren

In dit geval leidt men de voorkeuren van mensen en hun bereidheid tot betalen af uit hun gedrag op bestaande markten. Er zijn twee grote groepen:

Hedonische prijzenmethode (HP)

Door meer (minder) te betalen voor eenzelfde woning in een omgeving met een beter (slechter) milieuklimaat uiteten mensen hun voorkeur voor deze omgevingsvariabele (bijvoorbeeld nabijheid van een bos of geluidshinder). Via een statistische analyse schat men dan de bereidheid tot betalen voor de vermindering van de hinder of voor de aanwezigheid van een goed/dienst op basis van de waarde van het vastgoed.

Reiskostenmethode (TC)

Deze methode wordt vooral gebruikt om de recreatieve waarde van een ecosysteem te bepalen. Ze is gebaseerd op de denkplaatje dat belevingswaarden geassocieerd zijn met een kost die gemaakt wordt om gebruik te maken van de dienst (de directe bestedingen zoals transportkosten, toegangsprijs en opportunitykosten van bestede tijd).





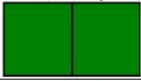






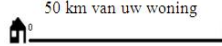
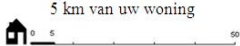
→ Uitgedrukte voorkeuren

Via een bevraging peilt men rechtstreeks naar de betalingsbereidheid van de respondenten voor een bepaald goed of dienst. Men creëert een hypothetische markt en daaraan zijn veel moeilijkheden verbonden. De kritiek op monetaire waardering is het grootst in het geval van uitgedrukte-voorkeurmethode, omdat het niet altijd duidelijk is wat de mensen nu juist waarderen en of ze niet strategisch antwoorden. We onderscheiden verschillende manieren van bevragen. Heel veel van de kritiek is aangepakt door de methoden te verbeteren.

Een eerste is de contingente waarderingmethode (CVM). Deze gebruikt bevragingen om te weten te komen hoeveel mensen bereid zijn te betalen om een bepaald ecosysteem en de diensten die het levert te beschermen of te verbeteren. Alternatief in het geval van een mogelijke verslechtering van een ecosysteem, kan men via bevragingen trachten te achterhalen hoeveel mensen minimaal willen accepteren als compensatie voor het verlies of de degradatie van het ecosysteem en de geleverde diensten.

Een tweede vorm van bevraging gebeurt via keuzemodellering. (CE) Bij deze techniek moeten mensen kiezen tussen verschillende alternatieven, die vaak worden voorgesteld op een keuzekaart. De alternatieven bestaan uit dezelfde elementen (attributen) maar met verschillende invullingen of niveaus. Hieronder is een voorbeeld afgebeeld: in de twee alternatieve scenario's (A en B) is één van de elementen soortenrijkdom, maar bij scenario A is de soortenrijkdom laag, terwijl deze voor scenario B hoog is.

figuur 3: voorbeeld van een keuzekaart gebruikt bij keuzemodellering.

	Scenario A	Scenario B	Huidige situatie C
Natuurtype	Slik en schor 	Bos 	Akker of weiland 
Omvang	10 ha (100m bij 1 km) 	200 ha (2 km bij 1 km) 	-
Nieuw natuurlandschap grenst aan ...	Bestaande industrie 	Bestaande landbouw 	-
Soortenrijkdom	Laag 	Hoog 	-
Toegankelijkheid	Niet toegankelijk 	Toegankelijk 	-
Afstand tot uw woning	50 km van uw woning 	5 km van uw woning 	-
Betaling aan fonds per huishouden per jaar	20 € per jaar	10 € per jaar	0 € per jaar

Bron: Liekens et al., 2009; Scenario C is 'niets doen'. De situatie blijft zoals ze is en de bevroagden hoeven niets te betalen. Als ze scenario A of B zouden kiezen, krijgen ze voor het vermelde geld dat 'totaalpakketje' aangeboden. In dit oefenvoorbeeld zal de overgrote meerderheid waarschijnlijk B boven A verkiezen. Een grote vogelliefhebber zal misschien voor A kiezen, omdat dat biotoop eerder zeldzaam is en noodzakelijk voor bepaalde soorten.

→ **Benefits transfer**

Benefits transfer is niet echt een monetaire waarderingmethode. Het is een methode om informatie uit bestaande waarderingstudies te vertalen naar de eigen gevalstudie. Indien een bestaande studie voldoende aansluit bij de eigen gevalstudie, kunnen daaruit waarden overgenomen worden. Hiermee moet wel voorzichtig omgesprongen worden, aangezien waardering context- en tijds specifiek is. Ondanks de uitdagingen bij de toepassing van benefits transfer, kan het een goed alternatief zijn voor de originele waarderingmethoden die complex, duur en tijdsintensief kunnen zijn.

Waardetransfer: We gebruiken de waarde uit een vergelijkbare studie en gebruiken deze voor het bestudeerde gebied. Eventueel kan de waarde nog aangepast worden aan bijv. de koopkracht van de regio als deze verschilt van die in de originele studie. Wanneer we deze methode gebruiken zullen we een lage en hoge waarde definiëren uit de literatuur. Deze twee waarden geven dan de breedte uit de literatuur weer.

Functietransfer: In plaats van de waarde te transfereren wordt een functie geschat waarin rekening gehouden wordt met de verschillende beïnvloedende factoren (zowel karakteristieken van het gebied als karakteristieken van de respondenten). Zo kan de waardering aangepast worden aan de situatie van het studiegebied.

2.1.5. VERTALING NAAR INDICATOREN

De waarderingscijfers zijn niet altijd goed communiceerbaar. Extra koolstofopslag van 100 ton is dat nu veel of niet? Daling van de voedselproductie met 125000€ is dat veel of niet? Recreatiebaten van 25.000€?

Om deze reden hebben we getracht om de waarderingscijfers ook te vertalen naar meer begrijpbare indicatoren bijv. Koolstofopslag gelijk aan de uitstoot van x personen, voedselproductie gelijk aan de consumptiebehoefte van x personen, x jobs in de recreatiesector. Per dienst wordt toegelicht welke indicatoren we gekozen hebben en hoe deze worden berekend.

De cijfers die gebruikt worden voor het berekenen van deze indicatoren komen uit het MIRA rapport ivm de ecologische voetafdruk van Vlaanderen (http://www.milieurapport.be/Upload/main/MIRA10-01_Ecologische_voetafdruk_Vlaanderen_TW.pdf); het Milieukostenmodel (Broekx et al. 2008) en kengetallen externe kosten van autoverkeer (COPERT 2016).

2.2. BEPERKINGEN

2.2.1. NIET ALLE DIENSTEN KOMEN EVEN GOED AAN BOD

In de handleiding proberen we zo volledig mogelijk te zijn met betrekking tot de verschillende ecosysteemdiensten. Uiteraard is niet over alle ecosysteemdiensten voldoende informatie beschikbaar.

We maken in deze handleiding zoveel mogelijk gebruik van de laatste stand van kennis op het vlak van waardering van ecosysteemdiensten, maar niet voor alle ecosysteemdiensten is de kennis en de onderbouwing even groot. Daarom zullen sommige ecosysteemdiensten meer gedetailleerd zijn uitgewerkt dan andere. Voor de dienst klimaatregulatie kunnen we bijvoorbeeld inschatten hoe de waarde van deze dienst wijzigt in de toekomst. Dit kunnen we niet voor andere diensten zoals de verbetering van de luchtkwaliteit. Ook is niet voor alle types landgebruik even goed gekend hoe zij specifieke ecosysteemdiensten beïnvloeden.

Voor sommige ecosysteemdiensten is het onmogelijk hun waardering te vertalen naar een eenvoudige waarderingsfunctie. We hebben in de handleiding aangegeven voor welke ecosysteemdiensten dit geldt en wanneer meer uitgebreide methodes en tussenkomst van een expert vereist zijn.

De berekende totale economische waarde als som van de waarden van de verschillende ecosysteemdiensten in de natuurwaardeverkenner is daarom slechts een ondergrens van de totale waarde van het ecosysteem.

2.2.2. RISICO OP DUBBELTELLINGEN

Sommige ecosysteemdiensten kunnen elkaar overlappen. Eén van de grootste uitdagingen bij waardering is het vermijden van dubbeltellingen. Een aantal ecosysteemdiensten zijn moeilijk van elkaar te scheiden. Dat een bepaalde dienst geleverd wordt, hangt vaak rechtstreeks samen met een andere dienst. Enkele voorbeelden: een betere waterkwaliteit kan bijvoorbeeld bijdragen tot drinkwaterproductie en visproductie; impact op geluid en luchtkwaliteit heeft bijvoorbeeld een

effect op gezondheid; bestuiving en landbouwproductie zijn sterk met elkaar verbonden. Dit betekent dat we niet altijd eenduidig alle diensten afzonderlijk kunnen waarderen en vervolgens deze waarden kunnen optellen. Een goed hulpmiddel hierbij kan zijn om de ecosysteemdiensten in te delen in intermediaire en finale diensten (cfr. Fischer 2007). De intermediaire diensten zijn de functies (ondersteunende, regulerende) die een belangrijke bijdrage leveren tot de finale ecosysteemdiensten met baten voor de maatschappij. Vasthouden van water kan bijv. bijdragen aan bescherming tegen overstromingen. Enkel de finale diensten moeten we waarderen. Hoewel we hebben geprobeerd om dubbeltellingen zoveel mogelijk te vermijden, moeten gebruikers hier toch de nodige aandacht aan besteden bij de interpretatie van de handleiding.

2.2.3. ONZEKERHEID BIJ TRANSFEREREN VAN WAARDES NAAR ANDERE GEBIEDEN

De tool maakt gedeeltelijk gebruik van benefit transfer. Hierbij is aandacht voor verschillen in context belangrijk. De waarden zijn enkel geldig bij de uitgangspunten vermeld bij de betreffende ecosysteemdiensten. Om de verschillen zo klein mogelijk te maken, maken we waar mogelijk gebruik van statistische waarderingsfuncties waarbij ruimtelijke factoren maximaal worden geïntegreerd (zowel ecologische factoren die de natuurlijke processen beïnvloeden als factoren die de betalingsbereidheid van de mens beïnvloeden).

De Natuurwaardeverkenner is voornamelijk gebouwd voor gebieden binnen het Vlaamse gewest. De culturele waarde via de uitgedrukte voorkeuren heeft enkel betrekking op natuurontwikkeling binnen Vlaanderen en is gebaseerd op de betalingsbereidheid van Vlaamse gezinnen. Ook voor de regulerende diensten, met uitzondering van de verbetering van de luchtkwaliteit, zijn de berekeningen opgesteld in functie van Vlaamse situaties en zijn ze vooral afgeleid van Vlaamse classificatiemethodes inzake bodem, grondwater,... Het gebruik van de natuurwaardeverkenner voor gebieden buiten Vlaanderen moet met grote voorzichtigheid gebeuren. Ook moet er voorzichtig worden omgesprongen met de resultaten wanneer het om een grensgebied gaat. Bijv. voor recreatie worden eventuele bezoekers van het grensgebied buiten Vlaanderen niet meegenomen.

2.2.4. ANDERE BEPERKINGEN

De handleiding biedt geen kosten-batenberekening aan. We hebben wel getracht kort weer te geven welke stappen nog moeten ondernomen worden om de cijfers te kunnen gebruiken in een kosten-batenanalyse (zie hoofdstuk 7).

Voor het verzamelen van de benodigde gegevens maakt de tool gebruik van kaarten waarvan de gegevens enkele jaren oud kunnen zijn. De realiteit kan ondertussen veranderd zijn in vergelijking met deze data. Zo kan de drainageklasse van een gebied gewijzigd zijn t.o.v. wat in de bodemkaart is terug te vinden. Als experts weten hoe zaken veranderd zijn, dan is het raadzaam om deze kennis te gebruiken om de hoeveelheden te bepalen. Als men bestaande data gebruikt of aanpast, is het belangrijk om goed de referentiesituatie en de gemaakte veronderstellingen te vermelden bij de rapportage.

De tool geeft ook geen advies over hoe de projectbaten moeten gescheiden worden van baten die ook zonder het project zouden plaatsgevonden hebben (autonome verandering). Het goed omschrijven van de referentiesituatie en de gemaakte veronderstellingen naar bijv. autonome veranderingen is cruciaal.

2.3. WELKE ECOSYSTEMEN KOMEN AAN BOD?

Deze handleiding maakt vooral een onderscheid tussen de verschillende natuurlijke ecosystemen. Daarnaast komen ook landbouw en verstedelijkt gebied aan bod omdat natuur vaak verdwijnt ten voordele van of wordt gecreëerd ten koste van deze landgebruiken. Voor zover kleine landschapselementen (KLE) op het beschikbare kaartmateriaal terug te vinden zijn, worden ze onderverdeeld in de ecosysteemklasse waartoe ze behoren. Deze handleiding geeft geen informatie over de voordelen van groene elementen in stedelijke omgeving. Hiervoor verwijzen we naar Aertsens et al. (2012) en naar de handleiding bij de Natuurwaardeverkenner Stad (Hendrix. et al. .2015)

De classificatie van ecosystemen, gebaseerd op discussies in de stuurgroep en de adviesnota van INBO (Thoonen, Vriens en Van Reeth 2012), werd vereenvoudigd zodat de klassen van het beschikbare kaartmateriaal konden afgeleid worden.

Rivieren en stilstaande wateren

Het gaat hier om alle oppervlaktewateren, zowel stromende als stilstaande wateren. Water wordt afgevoerd via rivieren, die ontstaan als kleinere beken en stroomafwaarts uitgroeien tot brede rivieren. Stilstaande wateren kunnen sterk variëren in diepte, gaande van enkele tientallen meters tot minder dan een meter. Stilstaande wateren met een goede ecologische kwaliteit bevatten helder water en veel drijvende en ondergedoken waterplanten. Op natuurlijke wijze ontstaan stilstaande wateren op lager gelegen plaatsen in het landschap waar water samenkomt en blijft staan. Dit zijn poelen, meren en vennen (ondiep meer op zandgrond). Door de mens werden doorheen de jaren waterpartijen aangelegd zoals (vis)vijvers, veedrinkpoelen of plassen na de ontginning van grondstoffen.

Natte natuur

Deze categorie wordt onderverdeeld in natuur onder invloed van zoet water en natuur onder invloed van zout water.

De zoetwater natuur bestaat uit zoetwater schorren en moerassen. In moerassen staat de watertafel heel het jaar door nabij het grondoppervlak of zijn de terreinen langdurig overstroomd. Hierdoor ontwikkelt zich een specifieke vegetatie van moerasplanten. Moerassen komen ook voor op de overgang van waterbiotopen naar landbiotopen. Het betreft dan de drijvende plantenmatten van dichtgroeïende wateren. Ook venen behoren tot deze klasse. Het karakter van dit terreintype wordt bepaald door de ophoping van plantenresten onder natte omstandigheden. Venen kunnen zowel door grondwater(laagveen) als door regenwater(actief hoogveen) gevoed worden. Moerasbossen vallen onder de groep 'bossen'.

Natuur onder invloed van zout water bestaat uit het estuarium. Een estuarium is het benedenstrooms gedeelte van een rivier dat onder invloed staat van de getijdenwerking van de zee. Hier komen vegetaties voor aangepast aan het zoute tot brakke milieu: slikken en schorren. Buitendijks komen ze voor in het Schelde-estuarium, de IJzermonding, het Zwin en de Baai van Heist. Verboste schorren zijn terug te vinden onder de categorie bossen (alluviale bossen).

Heide en struweel

Heidevegetaties komen vooral voor op zeer voedselarme, zandige gronden. De vegetatie bestaat vooral uit heideplanten, mossen en korstmossen. Voor behoud van de resterende heide is een

beheer nodig ter vervanging van de vroegere landbouwpraktijken. De evolutie naar bos wordt afgeremd door maaien, plaggen, branden en begrazing.

Ook struweel valt onder deze categorie. Struwelen bevatten opgeschoten, houtige struiken en enkele jonge bomen. O.a. gageelstruweel, duindoornstruweel, esdoorn, gaspeldoorn...

Bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten

In bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten komen er naast grassen ook verschillende soorten bloemen en kruiden voor. Deze graslanden zijn ook rijk aan diersoorten, zoals ongewervelden en vogels. Deze graslanden zijn overblijfselen van de vroegere landbouw, toen er nog weinig chemische meststoffen en bestrijdingsmiddelen gebruikt werden. De graslanden worden af en toe gemaaid of begraasd.

Het onderscheid tussen 'bloem- en soortenrijke graslanden en ruigte' en 'weiden en akkers' is, zowel ecologisch als puur visueel/landschappelijk, redelijk arbitrair. INBO heeft hieromtrent een advies uitgebracht (zie achtergrondinformatie bij de Natuurwaardeverkenner).

Bossen

In bossen bepalen vooral bomen het uitzicht, maar er komt meestal ook een grote verscheidenheid aan kruidachtige planten, struiken, mossen en zwammen voor. Het beheer van bossen kan zich richten op behoud, herstel of ontwikkeling van de biodiversiteit, op een waaier van functies en ecosysteemdiensten of uitsluitend op commercieel rendabele houtproductie.

Akker of weiland

Op deze gronden primeert de opbrengst van landbouwgewassen, fruitteelt of veeteelt. De natuurwaarden zijn er van ondergeschikt belang. Ook boomgaarden vallen hieronder. Er kan wel aandacht worden gegeven aan natuurwaarden door bijvoorbeeld het herstel en behoud van **kleine landschapselementen (KLE)**. Deze laatste worden in de ecosysteemcategorie geplaatst waar ze het dichtst bij aanleunen. Een definitie van deze KLE vindt u in bijlage C.

Weinig of niet begroeid land

Deze categorie bundelt landgebruik met weinig of geen begroeiing. Hieronder vallen het hoogstrand en de niet begroeide duinen. Duinen bestaan uit zandophoping al dan niet met begroeiing van grassen, kruiden en mossen. Er kunnen ook struiken en bomen voorkomen. De duinen met begroeiing zijn niet onder deze categorie terug te vinden maar onder respectievelijk graslanden, struiken of bossen. Ook gebieden met pioniersvegetatie bijv. in de Zeehavens vallen hieronder.

Stedelijk landgebruik

Elke vorm van landgebruik die gepaard gaat met een verharding van de bodem valt onder stedelijk landgebruik. Dit omvat o.a. woongebieden (incl. tuinen), industrie (excl. eventuele groene bufferzones) en infrastructuur (sportterreinen, vliegvelden, wegen en spoorwegen).

2.4. WELKE ECOSYSTEEDIENSTEN KOMEN AAN BOD?

Om aan te geven welke ecosystemendiensten wel of niet aan bod komen, baseren we ons op de laatst beschikbare internationale oplistings van ecosystemendiensten (CICES 5.1. 2017). CICES is een voorstel voor een internationale classificatie van ecosystemendiensten, ontwikkeld voor de statistische afdeling van de United Nations (UNSD) en het Europese Milieu Agentschap (meer info op www.cices.eu). Deze classificatie is nog in ontwikkeling en kan nog wel wijzigen de komende jaren. We baseren ons op de laatste beschikbare versie (5.1) eind 2017 en hebben deze indeling wat vereenvoudigd voor deze handleiding.

Tabel 1: overzicht ecosystemendiensten en beschikbaarheid waarderingsmethoden in de handleiding

Sectie	Groep	Ecosysteemdienst	Beschrijving	Kwalitatief	Kwantitatief	Monetair
Producterende diensten	Voedselproductie (4.1)	landbouwgewassen	Sectie 4.1.1	X	X	X
		vee en melk producten	Sectie 4.1.1	X	X	X
		wild (wilde dieren uit terrestrische ecosystemen)	Sectie 4.1.2			
		niet gecultiveerde planten, paddenstoelen en schimmels	Sectie 4.1.3			
		Vis en planten uit zoetwater	Sectie 4.1.4			
		zeedieren (bijv. vis, schaaldieren), – planten en algen	Sectie 4.1.5			
		In-situ aquacultuur	Sectie 4.1.4 en sectie 4.1.5			
	Watervoorziening (4.2)	watervoorziening oppervlakte- en grondwater	Sectie 4.2			
	Materialen (4.3)	hout	Sectie 4.3.1	X	X	X
		plantaardige materialen uit landbouw (bijv. vlas)	Sectie 4.1.1.1	X	X	X
		andere plantaardige materialen	Sectie 4.3.2			
		dierlijke materialen (bijv. pels)	Sectie 4.3.2.			
		Genetisch materiaal van	Sectie 4.3.2			

Sectie	Groep	Ecosysteemdienst	Beschrijving	Kwalitatief	Kwantitatief	Monetair	
		planten, dieren en andere organismen.					
	Energie (4.4)	Planten en dieren	Sectie 4.4.1				
Regulerende diensten	vermindere van afval, toxische stoffen en andere (5.1)	bioremediatie	Sectie 5.1.1				
		verdunding, filtratie en opslag van polluenten: luchtkwaliteit door afvang van fijn stof	Sectie 5.1.2	X	X	X	
		verdunding, filtratie en opslag van polluenten: luchtkwaliteit door afvang van fijn stof street canyon	NWV stad				
		verdunding, filtratie en opslag van polluenten	Sectie 5.1.2				
		vermindere geluidshinder	Sectie 5.1.3	X	X	X	
		vermindere visuele hinder en geurhinder	Sectie 5.1.4				
	reguleren van water- en landstromingen en extreme events (5.2)	stabilisatie van waterniveaus: waterinfiltratie	Sectie 5.2.1				
		bescherming tegen overstromingen vanuit de rivier en de zee	Sectie 5.2.2.	X			
		bescherming tegen wind en vuur.	Sectie 5.2.3	X			
		bescherming tegen erosie	Sectie 5.2.4	X			
	reguleren van de fysische, chemische en biologische omgeving (5.3)	mondiale klimaatregulatie (C-opslag in de bodem)	Sectie 5.3.1	X	X	X	
		mondiale klimaatregulatie (C-opslag in biomassa)	Sectie 5.3.2	X	X	X	
		regionale en lokale klimaatregulatie	Sectie 5.3.3				
		waterkwaliteit nutriëntenverwijde	Sectie 5.3.4	X	X	X	

Sectie	Groep	Ecosysteemdienst	Beschrijving	Kwalitatief	Kwantitatief	Monetair
		ring				
		Regulatie bodemkwaliteit	Sectie 5.3.5	X	X	X
		bestuiving en zaadverspreiding	Sectie 5.3.6	X		
		kraamkamers	Sectie 5.3.7			
		natuurlijke plaag- en ziektebestrijding (incl. invasieve soorten)	Sectie 5.3.8			
Culturele diensten	totale culturele diensten ¹ gewaardeerd met voorkeuren		Sectie 6.1		X	X
	recreatie en beleving	beleving van recreanten en toeristen	Sectie 6.2.1	X	X	X
		beleving van omwonenden	Sectie 6.2.2	X	X	X
		gezondheidseffecten van contact met groene ruimte	Sectie 6.2.3	X	X	X
	informatie en kennis	educatie	Sectie 6.3.1			
		onderzoek	Sectie 6.3.1			
	culturele, spirituele en symbolische waarde		Sectie 6.4			
	niet-gebruikswaarde		Sectie 6.5	X	X	X
Ondersteunende diensten	Biodiversiteit		NWV Stad			

Bron: CICES V5.1, 2017 (international classification of ecosystem services) en eigen vertaling en vereenvoudiging VITO.

¹ Verder in de handleiding ook belevings- en overdrachtswaarde genoemd.

HOOFDSTUK 3. STAPPENPLAN VOOR GEBRUIK HANDLEIDING EN TOOL

Tabel 2: stappenplan voor gebruik handleiding

Vorbereiding	Stap1: identificatie van het project	handleiding 3.1.1.
	Stap 2: afbakenen studiegebied en te nemen maatregelen	handleiding 3.1.2.
	Stap 3: checken benodigde gegevens en verzamelen extra informatie	handleiding 3.1.3. en kadertekst bij individuele ecosysteemdiensten
	Stap 4: selecteren relevante ecosysteemdiensten	handleiding 3.1.4.,
Waardering	Stap 5: kwalitatieve waardering: scoren van ecosysteemdiensten	handleiding 3.2.. en bij elke individuele ecosysteemdienst
	Stap 6: kwantitatieve waardering: waarderen in kwantitatieve termen (ha, ton, ...)	handleiding 3.2. en bij elke individuele ecosysteemdienst
	Stap 7: monetaire waardering: schatting van jaarlijkse baat in €/jaar	handleiding 3.2. en bij elke individuele ecosysteemdiensthandleiding
Beleids-toepassing en rapportering	Stap 8: verder gebruik. Pas de resultaten toe in een milieu-effectenrapport of een MKBA	handleiding 3.3.1
	Stap 9: maak de waardering beschikbaar voor het verdere beslissingsproces.	handleiding 3.3.2

3.1. FASE 1: VOORBEREIDING

3.1.1. STAP 1: DEFINITIE PROJECT EN BEPALEN (POSITIEVE OF NEGATIEVE) IMPACT OP GROENE RUIMTE

De effecten van een plan, scenario, of een bepaald beleid op groene ruimte kunnen blijvend of tijdelijk zijn. In een eerste stap moeten deze effecten in kaart worden gebracht.

Stel de volgende vragen:

- Heeft mijn project een direct effect op de groene ruimte in de ruime omgeving? Effecten kunnen zijn: het verdwijnen van areaal, wijzigingen in areaal, het herstel van groene ruimte.
- Heeft mijn project een indirect effect op het landschap in de ruime omgeving? Indirecte effecten zijn wijzigingen in het ecosysteem door verstoring, verdroging, vernatting of bescherming. Kan mijn project een wijziging teweegbrengen in de belevingskwaliteit van het landschap?
- Zijn er mitigerende maatregelen voorzien en zo ja welke? Voorbeelden zijn de compensatie van het verdwenen gebied op verschillende alternatieve locaties, buffering of herstelwerkzaamheden.

Is het antwoord op één van deze vragen ja, ga dan verder met de volgende stappen.

Indien een milieueffectenrapport (MER) wordt opgesteld, dan kan men de antwoorden op bovenstaande vragen hierin terugvinden. Vaak worden in dit kader ook heel wat monitoringgegevens verzameld.

<http://www.lne.be/themas/milieueffectrapportage/raadplegen-milieueffectrapportages/dossierdatabank>

3.1.2. STAP 2: AFBAKENEN STUDIEGEBIED EN TE NEMENE MAATREGELEN

Een studiegebied is een aaneensluitend gebied waarin veranderingen in landgebruik optreden of waar wijzigingen aan het ecosysteem plaatsvinden. Een opsplitsing in gebieden is van toepassing als het werkelijk gaat over fysiek van elkaar gescheiden gebieden.

Stel eerst de vraag of dit studiegebied een landelijk of stedelijk context heeft. Onder stedelijke context begrijpen we het gebied binnen de bebouwde zone van een gemeente of stad en groenelementen (bufferstroken, bomenrijen...) langs ringwegen. Met landelijk gebied bedoelen we grotere eenheden open ruimte buiten of aan de rand van een bebouwde zone.

Indien het antwoord stedelijk gebied is, ga dan naar de handleiding Natuurwaardeverkenner Stad. Anders volg de verdere stappen in deze handleiding.

Definieer de grenzen van het studiegebied.

Breng van dit gebied/deze gebieden het huidige landgebruik in kaart volgens de indeling van de handleiding:

- stedelijk landgebruik
- akker of weiland
- bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten

- bossen
- heide en struweel
- natte natuur
- weinig of niet begroeid landrivieren en stilstaande wateren

Voor individuele diensten is soms een verfijning nodig van deze classificatie.

Gebruikt u de webtool dan hoeft u enkel het studiegebied op kaart te tekenen en de tool haalt de benodigde inputgegevens op van de beschikbare achtergrondkaarten.

Breng in kaart waar en hoeveel van welke vorm van landgebruik/welk ecosysteem volgens de indeling in de handleiding zal aanwezig zijn in de toekomstige situatie. Welke ecosystemen verdwijnen, welke komen er bij? Probeer dit zo concreet mogelijk in aantal ha om te zetten. Ook hier zijn soms verfijningen noodzakelijk.

Het kan zijn dat het toekomstig landgebruik niet wijzigt maar dat het project een verandering teweegbrengt in het gebied (bijv. vernatting). Vul dan als toekomstig landgebruik ook het huidige landgebruik in, maar probeer zo gedetailleerd mogelijk de veranderingen te identificeren binnen de beïnvloedende factoren die per dienst moeten ingevuld worden bijv. andere drainageklasse (zie stap 3).

Gebruik webtool

Als u de webtool gebruikt, wordt het bovenstaande vereenvoudigd. U tekent het studiegebied in op kaart en het huidige landgebruik wordt opgehaald van de NARA landgebruikskaart.

In de volgende stap tekent u de maatregelen. U maakt een keuze uit het uitklapbare lijstje met landgebruiken en tekent dit nieuwe landgebruik in op de juiste locatie binnen het studiegebied.

Indien het toekomstig landgebruik niet wijzigt, kiest u voor “andere maatregel”.

3.1.3. STAP 3: CHECKEN BENODIGDE GEGEVENS EN VERZAMELEN EXTRA INFORMATIE

Onder de titel “Benodigde informatie” in deze handleiding vindt u telkens per ecosysteemdienst terug welke informatie u moet verzamelen. Dit reflecteert ook welke onderliggende bio-fysische factoren een invloed hebben op specifieke ecosysteemdiensten. Wanneer u de benodigde parameters verzamelt, moet u zichzelf de vraag stellen hoe het project een invloed kan hebben op de onderliggende bio-fysische factoren. Voorbeelden zijn: door het project verandert het landgebruik en de vegetatie, ligt de gemiddelde grondwatertafel lager of wordt het gebied juist natter of toegankelijker.

Wanneer men de effecten van een plan in kaart brengt, is het aanbevolen om zoveel mogelijk monitoringgegevens van het studiegebied te verzamelen die vereist zijn voor de berekeningen.

Gebruik webtool

Voor de gebruiker van de webtool halen we per maatregel de benodigde gegevens van een reeks beschikbare achtergrondkaarten (meer informatie vindt u hierover in HOOFDSTUK 4):

Het is aan te raden om deze gegevens even te toetsen aangezien het beschikbare kaartmateriaal niet altijd de laatste situatie kan weergeven. Dit kan de gebruiker doen door op het potloodje naast de getekende maatregel te klikken. De gebruiker krijgt dan een reeks tabbladen met de benodigde

gegevens voor de berekeningen. Ook het landgebruik is hier weergegeven. Al deze gegevens kunnen door de gebruiker manueel worden aangepast.

Naast gegevens die we kunnen ophalen van beschikbaar kaartmateriaal zijn er nog enkele extra vragen die moeten beantwoord worden met betrekking tot de kwaliteiten van het volledige studiegebied (soortenrijkdom en toegankelijkheid en recreatieve faciliteiten).

3.1.4. STAP 4: SELECTEREN RELEVANTE ECOSYSTEEDIENSTEN

Een project kan positieve of negatieve gevolgen hebben op ecosysteemdiensten. Stel de volgende vragen:

- Welke ecosysteemdiensten leveren de ecosystemen momenteel.
- Op welke ecosysteemdiensten heeft mijn project mogelijk een effect?
- Welke potentiële ecosysteemdiensten kan het nieuw te creëren gebied voortbrengen en hoe kan ik deze optimaliseren?

Vaak worden deze vragen niet beantwoord in een MER. Overleg met experts is de beste manier om deze vragen te beantwoorden. Deze handleiding kan een hulpmiddel zijn om de mogelijk relevante ecosysteemdiensten op te sommen. De kwalitatieve waardering kan gebruikt worden als een scoping instrument. Enkel de ecosysteemdiensten waarvoor de kwalitatieve score significant wordt beïnvloed (minstens 1 punt verschil), moeten meegenomen worden in de verdere analyse.

U kan er ook voor kiezen om alle diensten te selecteren. Standaard berekent de tool alle diensten.

3.2. FASE 2: WAARDERING : STAP 5, 6 EN 7 KWALITATIEF, KWANTITATIEF EN MONETAIR

Wanneer zich in een ecosysteemdienst een verandering voordoet, kan men becijferen hoe groot deze verandering is in kwalitatieve, kwantitatieve en monetaire termen. Wanneer de ecosysteemdienst verdwijnt, waarderen we hoe groot deze dienst was in het verleden en de mate waarin de dienst wijzigt.

Vul hiervoor indien het gebied buiten Vlaanderen ligt de verzamelde gegevens in de webtool in. De gebruikte functies en/of kengetallen voor de berekening vind je terug onder de paragraaf "Te gebruiken cijfers" van elke individuele ecosysteemdienst. De methoden en denkwijze zijn kort uitgelegd in de eerste paragrafen van elke ecosysteemdienst.

Indien het gebied wel in Vlaanderen ligt en u heeft alle gegevens gecontroleerd en ingevuld dan zullen bij het klikken op 'volgende stap' de berekeningen starten.

3.3. FASE 3: BELEIDSTOEPASSING EN RAPPORTERING

3.3.1. STAP 8: VERDER GEBRUIK - INTEGREREN IN EEN BESLISSINGSTOOL ZOALS MKBA

De wijze waarop we de baten in kaart brengen sluit aan bij benaderingswijzes in maatschappelijke kosten-batenanalyses (MKBA). Als u de methoden in de handleiding toepast krijgt u jaarlijkse baten die verschillen tussen scenario's. Deze baten zijn de baten voor de maatschappij.

Voor sommige ecosysteemdiensten wijzigen de jaarlijkse baten. Dit wordt aangegeven bij de desbetreffende ecosysteemdienst. We drukken alles uit **in euro's per jaar van een bepaald referentiejaar (in de natuurwaardeverkenner is dit het jaar 2014)** om een constante meeteenheid te hebben. De resultaten zijn baten aan factorkosten.

Indien u deze cijfers wenst te gebruiken in een MKBA moet u rekening houden met de tijdshorizon waarin de kosten en baten zich zullen voordoen, een keuze maken in discontovoet, groeipercentages en het prijspeil aanpassen aan het jaar waarin de MKBA wordt opgemaakt.

Meer gedetailleerde richtlijnen voor gebruik in een MKBA vindt u in hoofdstuk 7.

3.3.2. STAP 9: RAPPORTERING

In de rapportering wordt best aandacht besteed aan: (i) de onzekerheid met betrekking tot de schattingen van de effecten (ii) de referentiesituatie en de gebruikte uitgangspunten van de gekozen inputgegevens (iii) de uitgangspunten gebruikt voor de bepaling van de relevante populatie (iv) de uitgangspunten gemaakt bij de transfer van economische waarden en functies (v) het potentiële belang van incomplete informatie of van niet-gemonetariseerde impacten. U kan hierbij gebruik maken van de paragraaf 'uitgangspunten' onder elke ecosysteemdienst.

In de Natuurwaardeverkenner kunnen resultaten ook geëxporteerd worden naar excel, waardoor u een overzicht krijgt van ingevoerde data, gehanteerde parameters en resultaten. Elke ecosysteemdienst linkt naar een voorbeeld in de handleiding zodat u ook de berekeningswijze kan nagaan.

HOOFDSTUK 4. BENODIGDE INPUTKAARTEN

Voor het kwantificeren van de ecosysteemdiensten hebben we een aantal inputgegevens nodig. Deze gegevens zijn terug te vinden op publiek beschikbare kaarten. Al deze kaarten zijn ook terug te vinden op de website van de Natuurwaardeverkenner wanneer het scenario wordt ingetekend. U kan dan kiezen welke kaart u als achtergrond wenst van de tekentool.

4.1. LANDGEBRUIK

Om het landgebruik binnen een scenario te bepalen wordt gebruik gemaakt van de landgebruikskaart NARA-T 2014.

In het kader van NARA-T 2014 werd door VITO en INBO een nieuwe landgebruikskaart voor Vlaanderen aangemaakt met een ruimtelijke resolutie van 10m (Poelmans L. en Vandaele T, 2014). De kaart werd zodanig uitgewerkt, dat ze maximaal geschikt is voor de focus van het Natuurrapport gericht op ecosysteemdiensten. De verschillende landgebruiken werden opgedeeld in 3 hiërarchische niveaus.

De methodologie die hiervoor werd uitgewerkt maakt optimaal gebruik van de grote hoeveelheid aan ruimtelijke (GIS) data die momenteel beschikbaar is voor Vlaanderen en van de landgebruikskaart LU_10_110204 die door VITO werd opgesteld in het kader van projecten uitgevoerd voor de Natuurverkenning 2030 (Dumortier et al., 2009; Gobin et al., 2009), de Milieuverkenning 2030 (Maes et al., 2009), en het Steunpunt Ruimte en Wonen en MIRA (Van Esch et al., 2011). Tabel 3 geeft een overzicht van de gebruikte data.

Tabel 3: Basisbestanden gebruikt voor het samenstellen van de landgebruikskaart

Naam	Acroniem	Referentiejaar	Eigenaar-Verdeler
Biologische WaarderingsKaart versie 2.2	BWK	1997 - 2013	INBO
Eenmalige PerceelsRegistratie	EPR	2011	VLM
Bosreferentiaag 2001	/	2001	ANB
Slik en schorre kaart	/	2007	INBO
Kustduinenkaart (Digikart)	/	2007	INBO
RuimteBoekhouding2012	RBH	2012	RWO
Landgebruikskaart LU_10_110204	LU_10_110204	2010	VITO
Groenkaart Vlaanderen 2010	Groenkaart	2010	AGIV/ANB
Grootschalig ReferentieBestand	GRB	2013	AGIV
CADMAP	CADMAP	2011	AAPD
Topografische kaart	Top10Vector	1988 - 2009	NGI

4.2. BODEM EN TOPOGRAFIE

Bodemkenmerken en topografie zijn bepalende factoren voor tal van ecosysteemdiensten. Wijzigingen van landgebruik en bodemhydrologie (GHG en GLG) hebben belangrijke implicaties naar verschillende ecosysteemdiensten zoals infiltratie, waterretentie, koolstofsequestratie in bodem....

Op basis van de resultaten van een intensieve bodemkartering gedurende de jaren '50 tot '70 werd de Belgische bodemkaart opgesteld. Deze Belgische bodemkaart steunt op het Belgische bodemclassificatiesysteem. Het is een nationaal systeem dat uitsluitend voor de Belgische bodems werd opgesteld. Een aantal kaartlagen van deze bodemkaart worden hier gebruikt. De kaart is ook terug te vinden op: <https://www.dov.vlaanderen.be/page/bodemkaarten>

4.2.1. BODEMTEXTUUR

De bodemtextuurkaart is gebaseerd op de digitale bodemkaart van Vlaanderen (AGIV 2006). De bodemkaart is niet gebiedsdekkend doordat onder meer bebouwde gebieden niet gekarteerd zijn geweest. Op deze kaart lees je af uit welke grondsoort de bodem bestaat. Volgende soorten worden binnen de Natuurwaardeverkenner onderscheiden:

U - zware kleigronden

E - kleigronden

A - lemige gronden

L - zandleemgronden

P - lichte zandleemgronden

S - lemige zandgronden

Z - zandige gronden

X = X - duinen

G - stenig leem

V - veengrond

other = andere codes die voorkomen op de bodemkaart en die meestal combinaties zijn van bovenstaande.

4.2.2. DRAINAGEKLASSE

Deze kaart geeft de vochtigheid van de bodem weer (de mate waarin de bodem ontwatert). De draineringstoestand van een bodem hangt af van de diepte van het grondwater, de permeabiliteit van de oppervlakkige laag, het voorkomen op wisselende diepte van een weinig doorlatende ondergrond, de diepte van de bodem en de topografische omstandigheden.

De volgende klassen worden gebruikt:

a - excessief gedraineerde gronden (zeer droog)

b - goed gedraineerde gronden (droog)

c - matig goed gedraineerde gronden (matig droog)

d - onvoldoende gedraineerde gronden (matig nat)

e - tamelijk slecht gedraineerde gronden met permanent aanwezig grondwater (nat)

f - slecht gedraineerde gronden met permanent aanwezig grondwater (zeer nat)

g - uiterst slecht gedraineerde gronden (uiterst nat)

h = h - tamelijk slecht gedraineerde gronden met stuwwater (tijdelijk grondwater) (nat)

i - slecht gedraineerde gronden met stuwwater (tijdelijk grondwater) (zeer nat)

A - drainageklassen a + b + c + d

B - drainageklassen a + b

D - drainageklassen c + d

E - drainageklassen d + e

F - drainageklassen e + f

G - drainageklassen e + f + g + h + i

H - drainageklassen g + h

I - drainageklassen h + i

4.2.3. BODEMPROFIEL

Onder invloed van klimatologische en biologische factoren ondergaat het moedermateriaal een verwerking en andere bodemvormingsprocessen, die zich uiten in de vorming van min of meer duidelijke bodemhorizonten. Men onderscheidt organische horizonten (O) en minerale horizonten (A-B-C). De organische horizonten, die alleen onder natuurlijke vegetatie (bos, moeras) voorkomen, bestaan uit fris of gedeeltelijk ontbonden plantenresten welke zich aan de oppervlakte accumuleren. De A horizont omvat de donker gekleurde, humeuze oppervlakte horizont; de dikte kan variëren van enkele centimeters tot verschillende decimeters. De B horizont, veelal 40 tot 60 cm dik, bestaat uit duidelijk gedifferentieerd materiaal. De C horizont omvat het niet gedifferentieerde moedermateriaal

Volgende groepen worden onderscheiden in de Natuurwaardeverkenner:

a - gronden met klei-aanrijkingshorizont (of textuur B horizont)

b - gronden met kleur B of structuur B horizont

c - gronden met sterk gevlekte of verbrokkelde klei-aanrijkingshorizont

d - gronden met geel-rode klei-aanrijkingshorizont

e - gronden met zwartachtige humus A horizont

f - gronden met zwakke humus en/of ijzer aanrijkingshorizont

g - gronden met duidelijke humus en/of ijzer aanrijkingshorizont (podzolen)

h - gronden met verbrokkelde humus en/of ijzer aanrijkingshorizont

m - gronden met diepe antropogene humus A horizont (plaggengronden)

p - gronden zonder profielontwikkeling

x - gronden met niet bepaalde profielontwikkeling

B - profielontwikkelingsklassen a + b

C - profielontwikkelingsklassen c + f

F - profielontwikkelingsklassen b tot f

G - profielontwikkelingsklassen b + g + h

P - profielontwikkelingsklassen p + x

4.2.4. BODEM VOLGENS DE WORLD REFERENCE BASE (WRB) FOR SOIL RESOURCES

De WRB kaartlagen zijn een vertaling van de bodemkaart volgens het Belgische bodemclassificatiesysteem naar een internationale referentiecode. In de berekening van de dienst koolstofopslag in de bodem wordt deze classificatie gebruikt. Voornamelijk wordt gekeken naar het % Podzol en % Anthrozol in het gebied.

4.2.5. AANWEZIGHEID VEENGROND

Veengrond is een grondsoort, die is opgebouwd uit gehumificeerd plantaardig materiaal. Deze natte, sponsachtige grondsoort is gevormd door afgestorven planten in moerassen en later bewaard gebleven onder natte, zuurstofarme omstandigheden. De kaart geeft de plaatsen aan waar er nog veengrond aanwezig is in Vlaanderen. De aanwezigheid van veengrond heeft een invloed op de voorraad koolstof in een bodem.

4.2.6. GEMIDDELDE HOOGSTE GRONDWATERSTAND GHG (MM)

Deze kaartlaag, aangemaakt door UAntwerpen in het kader van ECOPLAN geeft een referentiebeeld voor de gemiddeld hoogste grondwaterstand voor Vlaanderen (de meest ondiepe grondwaterstand) GHG is het gemiddelde van de 25% hoogste grondwaterstanden van het jaar in het gebied. Ze is gebaseerd op een interpolatie van de drainageklassen van de digitale bodemkaart voor Vlaanderen, waarbij er topografische correcties zijn doorgevoerd op basis van het DHM voor Vlaanderen (AGIV 2014). Hoe dit juist gebeurde is terug te vinden in de handleiding van de ECOPLAN-SE plug in (Vrebos et al. 2017, terug te vinden bij de achtergronddocumenten van de Natuurwaardeverkenner).

4.2.7. GEMIDDELDE LAAGSTE GRONDWATERSTAND GLG (MM)

Deze kaartlaag, aangemaakt door UAntwerpen in het kader van ECOPLAN geeft de potentieel natuurlijke gemiddeld laagste grondwaterstand (de meest diepe grondwaterstand). GLG is het gemiddelde van de 25% laagste grondwaterstanden van het jaar in het gebied. Deze kaartlaag is een interpolatie van de drainageklassen van de digitale bodemkaart voor Vlaanderen (AGIV 2006), waarbij er topografische correcties zijn doorgevoerd op basis van het DHM voor Vlaanderen (AGIV 2014).

4.2.8. HELLINGSPERCENTAGE (%)

De hellingsgraad is een maat om de steilheid van een hellend vlak weer te geven. De hellingsgraad wordt uitgedrukt in percentages (%). Men spreekt daarom ook wel van het hellingspercentage (S). Deze kaart toont de plaatsen in Vlaanderen waar er een zekere hellingsgraad is. Deze input wordt voornamelijk gebruikt bij de dienst “koolstofopslag in de bodem”.

4.2.9. LS FACTOR

De LS-factor is een maat voor de impact van helling (steilte) en afstroming van bovenstrooms (hellingslengte). De LS-factor werd binnen ECOPLAN berekend volgens de formules van Desmet and Govers (1996) en McCool, Brown et al. (1987) en werd beschikbaar gesteld in een afgewerkte kaartlaag.

4.3. BEHEER

4.3.1. BOS REEDS AANWEZIG OP DE FERRARISKAARTEN

De Ferrariskaarten (Carte de Ferraris) zijn een verzameling van 275 uiterst gedetailleerde topografische kaarten van de Oostenrijkse Nederlanden. Zij kwamen tussen 1771 en 1778 tot stand onder leiding van Joseph de Ferraris, generaal bij de Oostenrijkse artillerie, veldmaarschalk in de Oostenrijkse Nederlanden. Het is de eerste systematische en grootschalige kartering, zowel in “België” als in heel West-Europa. Indien een bos reeds aanwezig is op de kaarten, wil dit zeggen dat er reeds een lange periode koolstof werd opgeslagen in de bodem. De totale voorraad koolstof in de bodem wordt dan gunstig beïnvloed.

4.3.2. BEMESTING (TON C/HA)

Voor het bepalen van de potentiële koolstofvoorraad in de bodem is ook de bemestingsgraad relevant. Deze kaart geeft de graad van bemesting weer in equivalent hoeveelheid koolstof.

4.3.3. BEHEER BOSSEN

Om de oogstfactor van bossen te bepalen, kijken we naar het feit of een bos privaat of publiek beheerd wordt. Deze kaart geeft alle privaat (1) en publiek beheerde bossen (2) weer. We gebruiken deze input ook bij de keuze van de bedrijfstijd: we veronderstellen hier dat privaat beheerd bos voornamelijk wordt beheerd als productiebos (lage bedrijfstijden) en publiek bos voornamelijk als multifunctioneel bos (langere bedrijfstijden).

4.4. RECREATIE

4.4.1. SCORE VOOR RELIËF

Gebieden zijn aantrekkelijker als er wat reliëf in te zien is. Op deze kaart is een opslagscore gegeven aan elke cel waar volgens de landschapskenmerkenkaart van het Agentschap Onroerend erfgoed een positief reliëf te vinden is. Deze kaart is een sterke vereenvoudiging van het reliëf.

Tabel 4: Opslagfactoren voor reliëf

Aandeel zone met reliëf	opslagfactor
+30%	0,50
20-30%	0,38
10-20%	0,25
1-10%	0,13
0-0,1%	0

Bron: geïnspireerd op het Spaanse beoordelingssysteem voor landschappen (CPSS, 2005)

4.4.2. SCORE VOOR CULTUUR-HISTORISCHE WAARDE

Gebieden zijn aantrekkelijker indien er cultuurhistorisch erfgoed in aanwezig is, en dit effect is groter als het om meer of grotere objecten gaat. Deze kaart geeft de opslagfactor weer voor de aanwezigheid van cultuurhistorisch erfgoed zoals aangeduid op de kaart met erfgoedwaarden (beschermde landschappen, stads en dorpsgezichten, monumenten) (Agentschap onroerend erfgoed, AGIV). Voor Brussel was er geen vergelijkbare kaart.

Tabel 5: Opslagfactoren voor erfgoedwaarden

Aandeel zone met historische erfgoedwaarden	opslagfactor
+30%	0,50
20-30%	0,38
10-20%	0,25
1-10%	0,13
0-0,1%	0

Bron: geïnspireerd op het Spaanse beoordelingssysteem voor landschappen (CPSS, 2005)

4.4.3. SCORE VOOR HORIZONVERVUILING

Open groene ruimte wordt als minder aantrekkelijk beschouwd indien er in de onmiddellijke omgeving horizonvervuiling is de vorm van hoogspanningsleidingen en windmolens. Om deze afslagfactor te berekenen werd gekeken naar de aanwezigheid van windmolens en hoogspanningsleidingen binnen 2,5km van een cel. Er werd ook rekening gehouden met hooggroen in de buurt dat er voor zorgt dat verder gelegen versterking uit het zicht wordt onttrokken.

Tabel 6: score voor aanwezigheid van horizonvervuiling

. Windmolens			
Afstand	0-1%	1-10%	10-25%
	<i>hooggroen</i>	<i>hooggroen</i>	<i>hooggroen</i>
0,5 km	-0,25	-0,25	-
0,5-1km	-0,125	-0,125	-
1-2,5 km	-0,06	-0,06	-
Hoogspanningsleiding 380kV			
Afstand	0-1%	1-10%	10-25%
	<i>hooggroen</i>	<i>hooggroen</i>	<i>hooggroen</i>
0,5 km	-0,25	-0,25	-0,125
0,5-1km	-0,125	-0,125	-
1-2,5 km	-0,06	-0,06	-

Bron: De opbouw en gewichten zijn vereenvoudigd overgenomen van op het Nederlandse belevingsGIS-2 (Crommentuijn, 2007).

4.4.4. SCORE VOOR GELUIDSNIVEAU

Open groene ruimte wordt als minder aantrekkelijk ervaren als er geluidsoverlast is.

We passen dit toe voor de cellen die volgens de geluidsk kaart binnen de contouren met een geluidsniveau van 55 dB of meer vallen. In de praktijk zijn dit voornamelijk gebieden die grenzen aan drukke wegen zoals autostrades en spoorwegen. We gebruiken hiervoor de geluidskarten voor Vlaanderen.

Indien er weinig geluidsoverlast is volgens de geluidskarten dan krijgt de cel op deze kaart een score 0,25. Deze score neemt af naarmate de dB(A) toeneemt. Deze score is gebaseerd op een Vlaamse enquête rond keuze gebied voor recreatie (De Valck et al. 2017) waar stillere gebieden hoger gewaardeerd werden.

4.4.5. SCORE VOOR PADENDENSITEIT

We beoordelen de toegankelijkheid van een gebied voor recreatie op basis van de aanwezigheid en densiteit van wegen en paden. Een gebied met meer paden krijgt een hogere score. Dit weerspiegelt ten eerste dat een gebied (in verhouding tot zijn omvang) meer mogelijkheden en kansen geeft voor langere routes, meer variatie, en meer kans voor verschillende types activiteiten. Paden die deel uitmaken van een bewegwijzerde route en die dichtbij een cel gelegen zijn (nabij pad) krijgen een hoger gewicht. Op deze wijze kunnen voor groter gebieden (+ 50 ha) de scores tussen cellen van eenzelfde gebied verschillen, en krijgen delen met relatief meer pad en/of meer routes een hogere score. Voor meer uitleg over de toewijzing verwijzen we naar De Nocker et al. 2016.

De verschillende gebieden worden vervolgens ingedeeld in 5 gelijke klassen volgens hun score op padendensiteit, en krijgen onderstaande scores. Gebieden zonder pad krijgen een 0-score. Militaire domeinen krijgen eveneens een 0-score.

Tabel 7: Score voor padendensiteit

Groep	Indicator (m/ha)	score
5	hoogste kwintiel	0,5
4	4e kwintiel	0,4
3	Middelste	0,3
2	2e kwintiel	0,2
1	laagste kwintiel	0,1
Ontoegankelijk	0	0

4.4.6. VERWACHT AANTAL BEZOEKEN

Op basis van het gemiddeld aantal bezoeken per inwoner (35 per jaar) en per type bezoek, en het aantal inwoners wordt eerst de totale te besteden bezoeken per cel berekend. Het gemiddeld aantal bezoeken per inwoners is en de opdeling is vnl. gebaseerd op VITO enquêtes (Liekens, 2009, Liekens, 2013, Liekens 2012, De Valck, 2016 en De Valck, 2017) en geverifieerd met de uitkomsten uit eerdere enquêtes (Beyst, 2012), de met de gedetailleerde enquêtes naar verplaatsingsgedrag (Janssens, 2010) en daguitstappen (WES, 2014).

Het aantal toeristen is gebaseerd op tellingen van toeristen en omvat het aantal overnachtingen met ontspanning als doel (dus bijv. geen zakelijke overnachtingen), en verhoogd voor

overnachtingen op gastenkamers (+ 9.2 %). Voor de kust is het aantal overnachtingen verhoogd voor tweede verblijven en voor directe verhuur.

Het aantal bezoeken aan open groene ruimte per toerist en per dag is gebaseerd op enquêtes bij toeristen m.b.t. het type activiteiten (Nijs, 2014; WES, 2014; Kenniscentrum recreatie Limburg, 2012; Vlaeminck, 2015; Westtoer 2012). In het totaal resulteert dit in 13,4 miljoen bezoeken per toerist of omgerekend zo'n 2.1 bezoek per inwoner uit Vlaanderen.

Via een toewijzingsmechanisme wordt het totaal aantal te besteden bezoeken per cel verdeeld over de beschikbare groene ruimte rond de cel, in functie van de nabijheid, omvang en kwaliteit van het aanbod van groene ruimte. De berekening van de toewijzing gebeurt op celbasis via een hiertoe specifiek ontworpen GDX script (Van der Meulen, 2016).

De kaarten tonen het verwachte aantal bezoeken per ha voor de onderscheiden activiteit: wandelen, fietsen, wandelen met voortraject, bezoek door toeristen

4.5. ANDERE BENODIGDE GEGEVENS

4.5.1. CONCENTRATIEKAART PM₁₀

Op de kaart zie je de gemiddelde PM₁₀-concentraties per jaar. Het wordt uitgedrukt in microgram per kubieke meter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). De Europese jaargrenswaarde bedraagt $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De Wereldgezondheidsorganisatie (WGO) heeft een lagere advieswaarde van $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De kaart is gebaseerd op interpolatie van de resultaten van de meetstations in Vlaanderen en de omliggende regio's, aangevuld met een hogeresolutiemodellering. Hoe de kaarten tot stand komen wordt uitgelegd op de webpagina's van de Intergewestelijke Cel voor het Leefmilieu, [IRCEL](#).

4.5.2. STREET CANYON KAART

De kaart toont de locaties van "street canyons", i.e. smalle straten met hoge, gesloten bebouwing aan beide zijden van de weg. Doordat verkeeremissies in deze straten niet goed kunnen wegwaaien, is de luchtkwaliteit er sterk negatief beïnvloedt. De kaart werd aangemaakt op basis van de RIO-IFDM-OSPM modelketen voor luchtkwaliteit, welke onderliggend gebruik maakt van gebouweninformatie uit het 3D GRB en de wegendataset van MOB Vlaanderen.

4.5.3. INWONERSKAART

Deze kaart toont het aantal inwoners in een cel van 100m^2 . Dit geeft vrij kleine cijfers. De kaart is een interpolatie van een grotere resolutie (ha) die waarvan elke cel binnen die grotere cel een gelijk aantal inwoners krijgt, zonder rekening te houden met aanwezigheid van bijv. appartementsgebouwen e.d. Om het aantal huizen in een gebied te bepalen wordt het aantal inwoners in het gebied gedeeld door de gemiddelde gezinsgrootte.

HOOFDSTUK 5. PRODUCERENDE DIENSTEN

Producterende diensten omvatten de levering van voedsel, materiaal of energie. Vooral landbouwproductie en houtproductie zijn in de Vlaamse context relevant en hebben we verder uitgewerkt. Andere producerende diensten worden in deze handleiding enkel omschreven.

5.1. VOEDSELPRODUCTIE

5.1.1. LANDBOUWPRODUCTIE

→ Beschrijving

De productie van landbouwproducten heeft betrekking op de landbouwteelten die binnen een gebied geoogst worden. De baat is de toegevoegde waarde van de producten die op deze percelen worden geproduceerd.

Benodigde informatie:

→ Aantal ha per hoofdteelt: maïs; granen, zaden en peulen; grasland; voedergewassen; vlas en hennep; groenten, kruiden en sierplanten; aardappelen; suikerbieten; fruit en noten; overige gewassen

→ Kwalitatieve waardering

Voor de kwalitatieve waardering gebruiken we een zeer eenvoudig scoresysteem waarbij aan landbouwgebied een score 10 wordt toegekend en aan niet-landbouwgebied een score 1.

Verdere nuancerings in kwalitatieve waardering zijn mogelijk in functie van bijvoorbeeld beheer (combinatie met milieu- en natuurdoelen), bodemgeschiktheid, erosiegevoeligheid of nabijheid van de bedrijfszetel. Een uitgebreid analysekader dat met deze factoren rekening houdt, werd ontwikkeld binnen de Landbouwimpactstudie (LIS) van het departement Landbouw en Visserij (Bollen, 2012). LIS is aan te raden als een analyse gebeurt op perceelsbasis en de vraag is waar landbouwgrond omvormen de minste impact heeft op landbouwproductie. De score-methodiek in deze handleiding volstaat om voor een groter gebied te bepalen hoe het belang van landbouwproductie kan veranderen door wijzigingen in landgebruik.

→ Kwantitatieve en monetaire waardering

Kwantificering van landbouwproductie gebeurt op basis van de landgebruikskaart 2010 en landbouwkundige resultatenrekeningen.

De landbouwkundige resultatenrekeningen weerspiegelen de toestand van de opbrengsten en de kosten (exclusief BTW) van een bedrijfstak (per diertype, teelt) of van een aantal bedrijfstakken samen. Ze zijn gebaseerd op een steekproef van ongeveer 750 bedrijven (Van Broekhoven et al., 2012).

In een typische maatschappelijke kosten-batenanalyse of becijfering van de maatschappelijke baten wordt vooral gekeken naar de directe productiewaarde of productieverliezen (in geval van verdwijning van landbouwgrond). Van de productiewaarde worden eventuele uitgespaarde kosten en premies afgetrokken. De netto waarde bestaat dan uit het verschil tussen de productiewaarde en de productiekosten. We nemen hier het bruto bedrijfsresultaat als indicator (totale opbrengst (excl. premies) – de som van alle operationele kosten). Gezien de variabiliteit in opbrengsten is het aan te raden een gemiddelde te nemen over meerdere jaren.

De vermelde indicatoren zijn niet geschikt voor voedergewassen. De beschikbare bedrijfsresultaten zijn vooral gebaseerd op productiekosten. Marktprijzen kunnen we niet gebruiken, omdat het grootste deel van de voedergewassen niet verkocht wordt, maar gebruikt wordt als veevoeder. Voor voedergewassen heeft het Department Landbouw & Visserij een alternatieve methode opgesteld die de bruto bedrijfsresultaten van melkvee en vleesvee verdeelt over voedergewaspercelen en zo een opbrengstfactor per ha voedergewas bekomt. Voor een meer gedetailleerde uitleg over hoe dit berekend wordt, verwijzen we graag naar Broekx et al. 2013.

Het gewogen gemiddelde van 2009-2013 bedraagt 1.799€/ha. Voor de berekening van 25-percentiel- en 75-percentiel-waardes voor voedergewassen en grasland in Tabel 8 nemen we het laagste (1.418 €/ha) en hoogste gemiddelde (2.070 €/ha) uit de berekeningen.

→ **Uitgangspunten**

- We brengen enkel operationele kosten in rekening en geen vaste kosten, omdat we ervan uitgaan dat er geen landbouwbedrijven verdwijnen of arbeid verloren gaat, waardoor vaste, structurele kosten niet wijzigen.
- De bedrijfsresultaten worden weergegeven in functie van de betaalde oppervlakte. Dit is de totale oppervlakte ingenomen door het gewas, uitgedrukt in ha.
- De resultaten zijn beschikbaar per percentiel.
- De gebruikte kengetallen gaan uit van de eenmalige perceelsregistratie in 2010. De samenstelling van teelten en opbrengsten per teelt variëren sterk van jaar tot jaar. Vandaar dat we ook een gemiddelde nemen van 3 jaren.

→ Te gebruiken cijfers

Tabel 8: gemiddelde van bruto bedrijfsresultaten in Vlaanderen gegroepeerd per hoofdteelt

Hoofdteelt	Gemiddelde bruto bedrijfsresultaat (excl. subsidies) 2009-2013 per hoofdteelt (€/ha.jaar)		
	P25	P50	P75
Korrelmaïs	645	836	981
Silomaïs	1.453	1.844	2.122
Granen, zaden en peulvruchten	727	976	1.249
Weiland	1.418	1.799	2.070
Voedergewassen	1.418	1.799	2.070
Vlas en hennep	835	1.228	1.498
Groenten, kruiden en sierplanten	2.720	4.338	6.425
Aardappelen	1.573	2.520	3.878
Suikerbieten	1.833	2.304	2.764
Fruit en Noten	7.349	10.626	14.984
Overige gewassen	2.161	2.850	3.315
Laagstamboomgaard	7.349	10.626	14.984
Hoogstamboomgaard	0		
Houtachtige gewassen	opbrengst inbegrepen bij houtproductie		
Braak/weg	0		
Landbouwinfrastructuur (gebouwen, verhardingen)	landgebruik inbegrepen bij stedelijk landgebruik		

→ Vertaling naar indicator

De berekende waarden worden enerzijds als such gebruikt als inkomensverlies/winst landbouw, anderzijds worden de Euro's omgezet naar voedselvoorziening voor inwoners. Deze laatste wordt berekend door de oppervlakte landbouw en weiland te delen door de benodigde oppervlakte voor voedselvoorziening van een gemiddelde Vlaming (2.05 ha).

Hier moeten we wel bij vermelden dat deze benodigde oppervlakte wordt berekend op basis van het huidige voedselpatroon (2016) van de gemiddelde Vlaming. Indien dit patroon wijzigt door bijv. minder vlees kan de oppervlakte omlaag gaan. Anderzijds wil de indicator ook niet zeggen dat deze mensen moeten honger lijden. Er wordt immers veel voedsel ingevoerd en voor sommige producten is er een overproductie.

→ Een voorbeeld

Een gebied van 50 ha bestaat in zijn huidige vorm uit 25 ha weiland, 20 ha akkerland en 5 ha heide. Men wil van dit gebied een gevarieerd natuurgebied maken met bos (25 ha), bloem- en soortenrijk grasland (20 ha) en heide (5 ha). Het akkerland bestaat uitsluitend uit korrelmaïs.

Kwalitatieve waardering

Het huidige gebied bestaat grotendeels uit landbouw en voor een klein deel uit niet-landbouwgebied. Dit geeft een gemiddelde score van $(45 \times 10 + 5 \times 1) / 50$ of een score van 9 op 10. Het toekomstige gebied heeft geen landbouwgebied meer en krijgt score 1.

Het scenario kent voor deze dienst dus een negatieve kwalitatieve waardering van -8.

Kwantitatieve en monetaire waardering

Voor landbouwproductie is er geen onderscheid tussen kwantificering en waardering. De minimum schatting van het verlies aan landbouwproductie is gelijk aan 25 ha weiland * 1.418 €/ha.jaar + 20 ha korrelmaïs * 645 €/ha .jaar = 48.350€/jaar. De maximum schatting is gelijk aan 25 ha weiland * 2.070 €/ha.jaar + 20 ha korrelmaïs * 981 €/ha.jaar = 71.370€/jaar.

Indicator

Voor de eigenaars vormen de omzetting naar natuurgebied een jaarlijks opbrengstverlies tussen 48.350 en 71.370€.

Huidig scenario is er landbouwgrond beschikbaar voor de voedselvoorziening van 22 Vlamingen (45ha/2.05ha/Vlaming). In de toekomst is er geen grond meer beschikbaar binnen het gebied voor voedselproductie.

Binnen het huidige voedingspatroon van de gemiddelde Vlaming betekent dit dat er voor 22 minder Vlamingen voedsel kan geproduceerd worden in eigen land.

5.1.2. WILD

→ **Beschrijving**

Ecosystemen brengen wildsoorten voort die gebruikt kunnen worden als voedsel. Deze dienst heeft naast de productie van voedsel ook nog andere baten zoals de recreatieve functie van de jacht, fotografie en observatie, of het gebruik als materiaal, bijv. pels.

De baat met betrekking tot voedselproductie kan gewaardeerd worden door de hoeveelheid geschoten wild te vermenigvuldigen met de marktprijs voor wild. In Vlaanderen is de totale waarde van deze dienst heel beperkt. Er is bovendien onvoldoende informatie om deze toe te wijzen aan specifieke gebieden. We hebben dan ook geen waarderingsmethodes voor deze dienst opgenomen in de handleiding. Naast de productieve functie heeft jagen en wildobservatie ook een recreatief aspect, wat onderdeel uitmaakt van de culturele diensten. De recreatieve baten van jacht zijn impliciet meegenomen bij de beleving voor reeanten, toeristen en omwonenden, zonder dat jagers specifiek onderscheiden worden.

5.1.3. NIET-GE CULTIVEERDE GEWASSEN

→ Beschrijving

Ecosystemen produceren natuurlijke voedingsproducten zoals bessen, noten, paddenstoelen, planten en kruiden.

Alles wijst erop dat het verzamelen en oogsten van natuurproducten in Vlaanderen grotendeels beperkt is tot hobbyïsme. Wilde pluk van hazelnoten, kastanjes, eetbare paddenstoelen en dergelijke zijn in Vlaanderen welbekend en op sommige plaatsen zelfs courant. Exacte cijfers over de verspreiding en frequentie ervan bestaan echter niet. Bovendien leggen het Natuurdecreet, het Bosdecreet en het besluit van de Vlaamse Regering met betrekking tot soortenbescherming en –beheer strenge beperkingen op met betrekking tot het oogsten (Meiresonne en Turkelboom, 2012).

Naast de productieve functie omvat het plukken en oogsten ook een recreatief aspect, wat onderdeel uitmaakt van de culturele diensten. De baten van deze dienst zijn meegenomen bij de beleving voor recreanten, toeristen en omwonenden, zonder dat ze kunnen onderscheiden worden.

5.1.4. ZOETWATERVISSERIJ

→ Beschrijving

Stromende en stilstaande wateren produceren vissen die op duurzame wijze kunnen gevangen worden. Deze dienst heeft in Vlaanderen vooral een baat op vlak van recreatie en in veel mindere mate een baat op vlak van voedselproductie. Een minderheid (21%) van de vissers op openbare wateren neemt wel eens een vis mee naar huis (Vislijn, 2010).

Verder is er in Vlaanderen ook niet veel aquacultuur op zoete oppervlaktewateren. Slechts in een aantal beperkte vijvergebieden wordt nog vis gekweekt bijv. De Wijers in Limburg.

Aangezien de grootste baat ligt in het recreatieve aspect van hengelen zitten de baten van hengelen vervat in beleving voor recreanten, toeristen en omwonenden, zonder dat hengelaars specifiek onderscheiden worden.

5.1.5. ZEEVISSERIJ

→ Beschrijving

In de zee leven verschillende vissen, schaal- en schelpdieren en algen die gevangen of geoogst kunnen worden. Verschillende ecosystemen dragen bij tot de productie van vis in de zeeën en oceanen. Deze dienst is niet enkel relevant voor mariene milieus maar ook sommige estuariene of zoetwaterhabitats hebben hierop invloed als kraamkamerfunctie.

Daarnaast wordt in Vlaanderen ook nog beperkt aan aquacultuur gedaan in de zee en langs de kust.

Het terugbrengen van de gevangen tonnage vis tot de specifieke ecosystemen die hier toe bijdragen vergt informatie die niet voorhanden is.

5.2. WATERVOORZIENING

Ecosystemen kunnen bijdragen aan de productie van water, doordat ze water vasthouden, ze ervoor zorgen dat water kan draineren zodat het grondwaterbronnen kan aanvullen en ze de kwaliteit van water kunnen verbeteren. Dit water kan gebruikt worden voor drinkwatervoorziening en private waterwinning door industrie (proces- en koelwater) en landbouw (irrigatie).

Anderzijds verbruiken ecosystemen zelf ook water. Planten en dieren hebben immers water nodig om te overleven.

Het is mogelijk om de rol aan te tonen die het ecosysteem heeft om water te leveren en de waterbalans in evenwicht te houden. Hiervoor is gedetailleerde informatie nodig over de kenmerken van het gebied en informatie over de watercyclus (hydrologische modellen).

Daarnaast is de baat ook afhankelijk van de vraag naar water in een specifieke regio. Deze dienst is dus zeer moeilijk te vatten in een generieke en eenvoudig toepasbare methode.

Er is een sterke overlap tussen deze producerende dienst en een aantal regulerende diensten zoals nutriëntenverwijdering, stabilisatie van de waterniveaus, ... waarmee men rekening dient te houden. Ofwel waardeert u deze regulerende diensten ofwel waardeert u de producerende dienst watergebruik en probeert u deze te linken aan specifieke ecosystemen.

In de natuurwaardeverkenner hebben we ervoor gekozen om de dienstwatervoorziening te berekenen aan de hand van de dienst waterinfiltratie. Deze dienst is momenteel nog niet opgenomen in de tool.

5.3. MATERIAAL

5.3.1. HOUTPRODUCTIE

→ Beschrijving

Zowel natuurlijke als aangeplante bossen worden gebruikt voor houtproductie. De beschikbaarheid van hout als hernieuwbare natuurlijke hulpbron is belangrijk voor een aantal toepassingen: als constructiemateriaal in de bouwsector, in de vorm van een massief product of in verwerkte vorm (bijv. platen), voor verpakkingen en voor de productie van ramen, deuren, en meubelen; als basisgrondstof voor papier; als hernieuwbaar isolatiemateriaal; en als hernieuwbare bron van energie. In dit hoofdstuk wordt enkel de productie van rondhout gewaardeerd.

De berekening is gebaseerd op kennistabellen die beschikbaar zijn in Sim4Tree, een simulatietool die bosontwikkeling en de leveringen van ecosysteemdiensten (o.a. houtproductie en

koolstofopslag in biomassa) modelleert doorheen de tijd (Dalemans, Jacxsens et al. 2015). Deze kennistabellen werden aangevuld met kennis beschikbaar binnen de KULeuven. Voor meer informatie over hoe de kennistabellen werden opgesteld wordt er verwezen de handleiding van ECOPLAN-SE (Vrebos et al. 2017).

Benodigde informatie:

- Aantal ha bos, opgesplitst per boomsoort: dominante soort of anders gemengd type met keuze uit: Beuk, populier, berk, eik, esdoorn, es, olm, alluviaal bos, andere loofbomen/gemengd, zilverspar, grove den, lork, fijnspar, Oostenrijkse den, Corsicaanse den, Douglas spar, andere naaldbomen/gemengd, gemengd bos
- Bodemtextuur, drainageklasse en profielontwikkeling van de bosbodem zijn terug te vinden in de infofiche op de bodemkaart van Vlaanderen (<https://dov.vlaanderen.be/dovweb/html/bodemloketten.html#bodemkaarten>) die u ook kan bekijken bij de achtergrondkaarten in de tab maatregelen van de webtool.

→ **Kwalitatieve waardering**

We maken gebruik van de verschillende categorieën in het SIM4Tree model. Om deze in te vullen kan deels de landgebruikskaart gebruikt worden om de dienst houtproductie kwalitatief te waarderen. We hanteren score 1 voor ander landgebruik dan bos. Het specifieke boomtype en de bodemgeschiktheid bepalen de score van de bostypes. Bij de identificatie wordt geen rekening gehouden met de actuele beheerdoelen en houtoogstregimes.

De bodemtextuur en het bodemvochtgehalte bepalen grotendeels in welke mate het fysisch systeem geschikt is voor houtproductie. Daarnaast zorgt de profielontwikkeling van de bodem voor een min- of meerwaarde in deze geschiktheid. Deze drie factoren worden gebundeld in de bodemkernserie. Daarnaast zijn er nog andere factoren zoals moedermateriaalvarianten, substraten, humusfasen en profielontwikkelingsvarianten die de bodem meer of minder geschikt maken (Baeyens L. 1992). Deze kennis zit vervat in de BOBO-databank (Bodemgeschiktheid Bosbomen; www.inbo.be), die de geschiktheid aangeeft van een 35-tal boomsoorten op alle in Vlaanderen voorkomende bodems door vijf scores te vermelden, gaande van niet geschikt tot zeer geschikt. Met de belangrijkste boomsoorten van deze 35 wordt verder gewerkt binnen de Natuurwaardeverkenner.

Voor de gemengde bossen waar de dominante soort één van de vermelde soorten is, worden dezelfde cijfers aangehouden als voor deze boomsoort. Voor mengingen tussen soorten maken we een combinatie van scores. Voor niet vermelde soorten of mengingen van loofbomen hanteren we de gemiddelde score van de loofboomsoorten binnen een bodemtype. Voor andere soorten of mengingen van naaldbomen hanteren we een gemiddelde score van de naaldboomsoorten binnen een bodemtype. Voor een gemengd bos (naald- en loofboomsoorten zonder dominantie van het ene of het andere) hanteren we een gemiddelde score van alle gebruikte soorten.

Deze scores zijn vertaald naar de schaal gebruikt in de handleiding gaande van 1 (niet geschikt) tot 10 (zeer geschikt). De score geeft aan wat de geschiktheid is van een specifieke bodem voor een specifieke boomsoort. Hoe dit vertaald wordt naar m³ aanwas hangt af van het type boomsoort. Dit betekent dat de score en de m³ aanwas niet altijd in dezelfde verhouding liggen.

→ **Kwantitatieve waardering**

De productiviteit van een bos wordt bepaald door een combinatie van onafhankelijke groeiplaatsfactoren zoals bodemtype en klimaat, en afhankelijke groeiplaatsfactoren zoals humustype. Afhankelijk van de boomsoortenkeuze en het toegepaste beheer worden verschillende volumes hout van een welbepaalde kwaliteit geproduceerd. De productietabellen van Jansen et al. (1996) laten toe om de **potentieel geproduceerde houtvolumes** te schatten in functie van de geschiktheid van het fysisch systeem. Deze oefening werd gedaan in Moonen et al. (2011).

Hierbij wordt ook rekening gehouden met de gemiddelde bedrijfstijd. Het is de tijd die verstrijkt tussen de bosverjonging (bv. aanplant) en de eindkap van de volgroeide boom. Afhankelijk van de boomsoort en de gewenste afmetingen van de bomen, varieert de bedrijfstijd van tientallen tot soms honderden jaren. Hoe sneller de bomen groeien en hoe kleiner de gewenste afmetingen, hoe korter de bedrijfstijd is. Binnen ECOPLAN is voor elke boomsoort een minimum en maximum bedrijfstijd geschat. Afhankelijk van het beheer van het bos (productie versus natuurbeheer) zal de respectievelijk minimum of maximum bedrijfstijd worden genomen.

Om vanuit de potentieel geproduceerde volumes de **effectief geproduceerde volumes** af te leiden, hanteren we een oogstfactor. De **oogstfactor** wordt berekend als de ratio tussen de actuele oogst en de potentiële oogst (die gelijk wordt gesteld aan de hierboven vermelde potentiële jaarlijkse aanwas).

De oogstfactor in domein- en andere openbare bossen is 0,70, terwijl die van de privébossen 0.6 is geschat (Verbos et al. 2017). Indien er meer gedetailleerde informatie bestaat over de oogstfactor, dan kan u die uiteraard gebruiken. Bijvoorbeeld: alle bossen in een project worden volgens een kaalslagsysteem beheerd: de oogstfactor is 100%. De helft van de bossen wordt beheerd volgens een kaalslagsysteem, de andere helft wordt niet-beheerd: de oogstfactor is 50%.

Ook hier worden de gemiddelden van loofboomsoorten en naaldboomsoorten per bodemtype gebruikt voor respectievelijk andere soorten loofboom of mengingen en andere soorten naaldboom of mengingen. Voor gemengd bos wordt een gemiddelde genomen van alle in de Natuurwaardeverkenner gebruikte boomsoorten. Monetaire waardering

De waarde van de actuele houtproductie wordt verkregen door de houtvolumes te vermenigvuldigen met de gemiddelde prijzen per m³ en per soort (Tabel 10).

Deze prijzen werden bepaald op basis van de verkoopsresultaten van de houtverkoop in de domeinbossen en andere openbare bossen voor 2014. De prijzen zijn op stam. Op stam betekent dat de koper aan deze prijs het hout nog zelf dient te vellen en uit te voeren. We kunnen dus spreken van de netto toegevoegde waarde van houtproductie. We gebruiken per boomsoort het gemiddelde van de prijzen per omtrekklassen.

Voor de andere soorten of mengingen van loofbomen respectievelijk naaldbomen wordt opnieuw het gemiddelde van de loofbomen of naaldbomen gebruikt.

Door de prijzen te combineren met de potentiële productievolumes en de oogstfactor berekenen we de totale jaarlijkse waarde van houtproductie. De opbrengst wordt uitgedrukt als een bedrag per ha per jaar.

→ **Uitgangspunten**

- Het gaat enkel om de productie van rondhout (stammen),
- De methodes gebruikt voor houtproductie gaan enkel uit van de economisch belangrijkste boomsoorten die voorkomen in SIM4TRee. Mochten er toch data zijn over andere soorten kan gerekend worden met cijfers voor gemengde loof/naaldbossen of gemengd bos..
- De aanwas is de zogenaamde 'Maximum Mean Annual Increment' (maximale gemiddelde jaarlijkse aanwas). Dit is de totale volumegroei gedeeld door de leeftijd op het moment dat 'Mean Annual Increment (MAI)' maximaal wordt. We veronderstellen dus dat bestanden geoogst worden op het moment dat de MAI zijn hoogste punt bereikt (volwassen bos) en verder veronderstellen we dat de leeftijdsopbouw voldoet aan deze van een zogenaamd 'normaal bos' (i.e. een bos met een natuurlijke verdeling van leeftijdsklassen). We nemen dus de gemiddelde jaarlijkse aanwas over de leeftijd van het bos en gaan er vanuit dat hout geoogst wordt van bossen op volwassen leeftijd.
 - Voor de keuze voor minimum of maximum bedrijfstijd veronderstellen we dat de meeste privaat beheerde bossen een minimum bedrijfstijd hanteren, de publiek beheerde bossen een maximum bedrijfstijd.
 - De prijzen werden bepaald op basis van de verkoopsresultaten van de houtverkoop in de domeinbossen en andere openbare bossen voor de dienstjaren 2014. De prijzen waren enkel beschikbaar per lot, waardoor de prijs per soort en per omtreksklasse moest afgeleid worden via een statistisch model.
 - We gaan ervan uit dat we een realistische schatting krijgen van de reële bruto-opbrengst als we het gemiddelde berekenen van de inkomsten uit houtverkopen voor een bepaald gebied en dat over een voldoende lange tijdsperiode.
 - We veronderstellen dat de specifieke beheer- en onderhoudskosten (plantsoen, verpleging, ...) verwaarloosbaar zijn.

→ **Te gebruiken cijfers**

De cijfers uit bovenstaande paragrafen zijn gecombineerd tot een opzoektabel te raadplegen op de website van de natuurwaardeverkenner bij de achtergronddocumenten (www.natuurwaardeverkenner.be). In de tool worden deze waarden automatisch opgezocht op basis van de ingegeven soort en bodemkernserie.

Voor iedere combinatie van de bodemkernserie en boomsoort kan een kwalitatieve score, kwantiteit en waarde afgeleid worden. **Error! Reference source not found.** geeft een fragment van de tabel weer.

Tabel 9: extract uit tabel voor een specifieke bodem-kernserie te gebruiken voor kwalitatieve, kwantitatieve en monetaire waardering houtproductie.

Boomsort	Nederlandse naam	Bodem-kernserie	Kwalitatief	gemiddelde aanwas zonder dunningen min BT (m ³ /ha.j)	gemiddelde aanwas zonder dunningen max. BT (m ³ /ha.j)	waarde (€/ha.jaar) min BT	waarde (€/ha.jaar) max BT
2	beuk	AAx	2	2	1.5	50	55.5
2	beuk	Aba	10	4	2.3	176	75.9
2	beuk	AbB	10	4	2.3	176	75.9
2	beuk	Abc	8	3.6	2.1	136.8	69.3
2	beuk	Abp	10	4	2.3	176	75.9

De kwantificatie en waardering in deze tabellen zijn gebaseerd op de aanwas. In functie van beheer wordt met verschillende oogstfactoren gerekend. De oogstfactor in domein- en ander openbaar bos wordt op basis van historische cijfers vastgelegd op **0.70**, terwijl de oogstfactor in privébos gelijkgesteld wordt aan **0.60**.

Formule: kwantitatieve waardering: kwantiteit hout (m³ aanwas/ha.jaar) * oogstfactor* aantal ha = m³/jaar

monetaire waardering: waarde hout (€/ha.jaar) * oogstfactor *aantal ha = €/jaar

Tabel 10: verkoopprijzen op stam (gemiddelde over omtrekklassen)

Boomsort	€/m ³
Beuk	43.3
Grove den	30.9
Populier	23.4
esdoorn	20.4
Els	20.2
Berk	12.9
Gewone es	48.2
Wintereik	53.5
Zomereik	53.5
Amerikaanse eik	40.2
Loofbomen andere of gemengd	28
Lork	49.1

Fijnspar	31.4
Corsicaanse den	33.7
Douglas	47.6
Naaldbomen andere of gemengd	38

Bron: ANB databankmededeling 2015)

→ Vertaling naar indicator

Als indicator wordt de totale hoeveelheid houproductie in m³ gebruikt. Deze is gelijk aan de kwantitatieve waardering.

→ Een voorbeeld

Een gebied van 50 ha bestaat in zijn huidige vorm uit 25 ha weiland, 20 ha akkerland en 5 ha heide. Men wil van dit gebied een gevarieerd natuurgebied maken met bos (25 ha), bloem- en soortenrijk grasland (20 ha) en heide (5 ha). Dit bos zal hoofdzakelijk bestaan uit beuk en het wordt openbaar beheerd. De bodem bestaat uit leem (A), die sterk gedraineerd is (drainageklasse b) en een profiel met textuur B horizont (uitgeleegde bodem) (profielontwikkeling a).

Kwalitatieve waardering

Het huidige gebied heeft geen bos en krijgt score 1. Het bos in het toekomstig gebied is een combinatie van beuk met bodemkernserie Aba. Dit resulteert in een score 10 voor het bosgebied of $(25 * 10 + 25 * 1) / 50 = 5,5$ op 10 voor het hele gebied.

Het verschil tussen het huidig en toekomstig scenario is 4,5.

Kwantitatieve waardering

Tabel 9 **Error! Reference source not found.**, kolom kwantiteit hout, geeft een gemiddelde aanwas zonder dunningen met maximale bedrijfstijd van 2.3 m³/ha.jaar voor beuk met de bodemkernserie Aba. Rekening houdend met het beheertype en een oogstfactor van 0,7 wordt effectief 1,6m³ hout per ha per jaar geoogst of 40 m³ in totaal.

Monetaire waardering

In totaal brengt dat een extra waarde met zich mee van 1.328 €/jaar (Tabel 9, kolom waarde (€/ha.jaar) max bedrijfstijd : 75,9€/ha.jaar * 25 ha * oogstfactor 0,70)

→ Meer gedetailleerde modellen/tools

De Sim4Tree software

Sim4Tree is een beslissingsondersteunende software voor duurzaam bosbeheer. Met Sim4Tree kan de toekomstige levering van een aantal ecosystemediensten uit bos onder verschillende beheer- en klimaatscenario's doorgerekend en vergeleken worden. De software is inzetbaar op drie niveaus

van besluitvorming: strategische beleidsplanning ('N1', schaal Vlaanderen), strategische en tactische beheerplanning ('N2' en 'N3', schaal van een boscomplex). Vooral nog zijn enkel N1 en N2 operationeel.

De nadruk van Sim4Tree ligt in de eerste plaats op projecties van productiediensten (staande voorraad, houtoogst per soort en sortiment, oogst van houtige biomassa, C-opslag in biomassa, etc) en een aantal biodiversiteitsindicatoren (leeftijdsklassenverdeling, soortendiversiteit, aandeel dikke bomen, etc.). In principe kunnen ook andere ecosysteemdiensten opgenomen worden, mits koppeling van gepaste modellen. De software laat ook een kosten-batenanalyse toe.

Sim4Tree brengt bestaande modellen en geodatasets samen in een intuïtieve gebruikersinterface en voegt extra functionaliteit toe. De software werd in de eerste plaats ontwikkeld voor gebruik in Vlaanderen en grijpt daarbij naar de gebruikelijke opbrengsttabellen en de boskartering uit 2000. De resultaten zijn dus maar zo nauwkeurig of correct als deze bronnen. Sim4Tree is beschikbaar in een gratis testversie vanaf Januari 2014. Voor contact over eventueel gebruik en voorwaarden: Inverde (info@inverde.be).

5.3.2. ANDERE PLANTAARDIGE EN DIERLIJKE MATERIALEN

→ Beschrijving

Verschillende natuurlijke ecosystemen brengen producten voort die we kunnen gebruiken als materiaal zoals riet, wilgentwijgen, pels, ... Meestal zijn de geproduceerde hoeveelheden klein of is de afzetmarkt klein zoals bij riet, zodat dit in Vlaanderen een verwaarloosbare baat is.

Plantaardige materialen uit landbouwproductie niet voor voeding geschikt zoals bijv. vlas worden wel meegenomen onder de ecosysteemdienst 'landbouwproductie'. Dierlijke materialen (huiden) afkomstig van landbouwproductie zijn niet meegenomen in de natuurwaardeverkenner.

Sommige planten en dieren zijn belangrijk vanuit genetisch, medisch of cosmetisch oogpunt. Farmaceutische bedrijven betalen bijvoorbeeld grote geldsommen om in delen van het regenwoud aan bio-prospectie te mogen doen. Voor Vlaanderen is dit vermoedelijk een minder belangrijke baat.

5.4. ENERGIE

5.4.1. ENERGIE: BIOMASSA

→ Beschrijving

Vegetatie is een bron van biomassa. Met biomassa bedoelen we het plantaardig materiaal en restmateriaal zoals hout, snoeisels, bermmaaisel en andere plantaardige reststromen uit beheer van parken, natuurgebieden, sportvelden. Naast biomassa voor voedsel wordt biomassa ook toegepast als materiaal en energiebron. Biomassa gaat in de toekomst een steeds belangrijkere rol spelen. De Europese Commissie hanteert een biogebaseerde economie als één van haar prioriteiten, omdat fossiele grondstoffen uitgeput raken en kernenergie omstreden is (EC, 2012). Het is dus niet verwonderlijk dat de interesse voor het gebruik van biomassa de laatste jaren enorm is gestegen.

De productie van biomassa voor energie op landbouwgebied is niet specifiek mee opgenomen onder de ecosysteemdienst “landbouwproductie”. We gaan uit van standaard opbrengstcijfers voor grasland en akkers. Reststromen uit de voedsel – en houtindustrie zijn ook een belangrijke bron voor biomassa. Hier is het momenteel niet mogelijk om deze stromen toe te wijzen aan een specifiek gebied.

De productie en valorisatiemogelijkheden van biomassa uit natuur zijn momenteel beperkt maar kunnen lokaal wel een rol spelen. Ten eerste is er een logistieke beperking. Om schade aan de bodemstructuur zo veel mogelijk te beperken wordt erop aangedrongen dat er geoogst wordt met zo licht mogelijk materiaal (8 m³ opraapwagens). Die wagens mogen bovendien niet meer dan twee keer hetzelfde pad volgen. Deze eisen maken dat slechts weinig landbouwers ofwel het geschikte materieel hebben ofwel bereid zijn om onder deze condities te werken. Ten tweede is er een contractuele beperking. Beheerders van natuurgebieden willen de vrijheid behouden om het beheer aan te passen aan nieuwe inzichten, wat maakt dat langetermijn afnamecontracten minder courant zijn. Ten derde is er een organisatorische beperking. Oogsten gebeurt in vele gevallen door vrijwilligers, wat maakt dat er geoogst wordt wanneer zij beschikbaar zijn, niet wanneer de weersomstandigheden het gunstigst zijn. Gezien de beperkte valorisatie op dit ogenblik worden geen methodes aangereikt om deze dienst te waarderen. Wel geven we bij wijze van illustratie aan hoe dit zou kunnen berekend worden voor het gebruik van gemaaid gras.

Voor bossen is dit een ander verhaal. Houtige biomassa is een relevant verhaal voor Vlaanderen. Bijv. tak- en tophout vindt steeds vaker zijn weg naar lokale energiecentrales. Momenteel hebben we nog geen cijfers hieromtrent opgenomen in de natuurwaardeverkenner.

→ **Illustratie: gemaaid gras als energiebron**

Volgens een gedetailleerde inventarisatie in het project Graskracht van ANB zijn er in Vlaanderen 6.400 ha gemaaid grasland in natuurgebieden en 23.500 ha grazige bermen. Ter vergelijking vermelden we dat er ongeveer 210.000 ha grasland voor landbouwdoeleinden beschikbaar is in Vlaanderen (Graskracht, 2012).

Per ton vers maaisel kan er ongeveer 150 m³ biogas geproduceerd worden. Per m³ biogas is er ongeveer 65% methaan, waarbij 1m³ methaan ongeveer 10kWh energie levert. Rekening houdend met deze cijfers zou 1 à 2 ha grasland de jaarlijkse energiebehoefte van een Vlaams gezin kunnen dragen.

De waarde van de methaanproductie kan afgeleid worden uit aangerekende prijzen voor afnemers van aardgas. Deze prijzen zijn afhankelijk van de grootte van de afname. In het eerste trimester van 2012 lag die prijs rond de 0,054 euro per kWh voor (kleine) professionele gebruikers, rond de 0,07 euro per kWh voor huishoudens met gemiddeld (23.260 kWh op jaarbasis) en hoog verbruik (34.890 kWh op jaarbasis) en 0,11 euro per kWh voor huishoudens met een laag verbruik (VREG, 2013). Voor de waardering zijn de prijzen van grootverbruikers het meest geschikt, omdat die het dichtst aansluiten bij de waarde van aardgas als energiebron. Bij huishoudens met klein verbruik zijn de verdelings- en transactiekosten immers ook een belangrijk onderdeel van de kostprijs.

Om de nettowaarde hiervan te kennen moeten we wel nog de productiekosten in mindering brengen: De kosten na het maaien omvatten het vervoer, het zuiveren (van bijv. zand, zwerfvuil, stenen, koorden), stockeren en bewaren (inkuilen), de afschrijving van de vergistinginstallatie en de afzet van het digestaat. Als we de kosten in rekening brengen, blijkt dat het gebruik van

grasmaaisel als energiebron momenteel nog onrendabel is. Mogelijk verandert dit in de toekomst als de energieprijzen verder stijgen en het hele proces nog verbeterd wordt (Willy Verbeke, 2012, INVERDE, persoonlijke communicatie).

HOOFDSTUK 6. REGULERENDE DIENSTEN

Regulerende diensten leveren voor de mensen voordelen die voortkomen uit de regulering van natuurlijke processen. Voorbeelden zijn een positief effect van natuur op lucht- of waterkwaliteit.

6.1. VERMINDEREN VAN AFVAL, TOXISCHE STOFFEN EN ANDERE

6.1.1. BIOREMEDIATIE

→ Beschrijving

Bodemverontreiniging vormt vaak een groot risico voor het milieu. Sanering van vervuilde bodems is soms essentieel, maar vaak duur. Een alternatief hiervoor is bioremediatie of fytoremediatie. Bioremediatie steunt op het principe dat een aantal micro-organismen in staat zijn om contaminanten in de bodem af te breken. Die micro-organismen kunnen in de bodem aanwezig zijn of er speciaal aan toegevoegd worden. Zo kunnen bijvoorbeeld koolwaterstoffen ecologisch afgebroken worden door micro-organismen tot water en CO₂. Fytoremediatie maakt gebruik van planten of bacteriën die samenleven met planten om de verontreinigde stoffen uit de bodem te halen.

Deze dienst is niet opgenomen in de tool.

6.1.2. VERBETEREN VAN DE LUCHTKWALITEIT

→ Beschrijving

Vegetatie filtert verschillende verontreinigende componenten uit de lucht. Zwevend fijn stof komt in contact met bladeren en takken, slaat daar op neer en zal vervolgens door de regen afspoelen naar de bodem. De bladeren kunnen via de huidmondjes gasvormige polluenten zoals ozon en stikstofoxiden opnemen. Een waslaagje (de cuticula) op de bladeren kan door middel van adsorptie vluchtige componenten, zoals PCB's en dioxinen, opnemen. Ammoniak (NH₃) wordt in de vorm van ammonium (NH₄⁺) afgezet op de bladeren, spoelt daar bij regen af en wordt in de bodem omgezet tot salpeterzuur, waardoor de bodem verzuurt.

We beperken ons tot de afvang van fijn stof omdat deze polluent verantwoordelijk is voor ongeveer 60 % van de totale ziektelast die veroorzaakt wordt door milieuverontreiniging (gemeten in termen van verloren gezonde levensjaren) (MIRA, achtergronddocument milieu mens en gezondheid, 2007) en omdat over de andere polluenten weinig informatie beschikbaar is die al zeker niet bruikbaar is voor alle landgebruikstypes in de tool.

Benodigde informatie:

- Aantal ha per vegetatietype
- PM₁₀ concentraties in het gebied.

→ **Kwalitatieve waardering**

De bijdrage van vegetatie op het filteren van vervuulende componenten is afhankelijk van het type vegetatie, het type verontreiniging, de locatie en inplanting van de vegetatie. Van alle vegetatietypes zijn bomen het meest effectief in het vastleggen van schadelijke stoffen, in volgorde van dalende effectiviteit gevolgd door respectievelijk heesters, kruidachtigen naar gras. Daarom werd op basis van de depositiesnelheid van fijn stof op vegetatie een score opgesteld (ECOPLAN, 2016)

→ **Kwantitatieve waardering**

De kern van de analyse vormt de inschatting van de depositiesnelheden. Deze zijn gebaseerd op eigen VITO modelleringen met OPS en toetsing aan gegevens uit de literatuur (Nowak, 2014, Schaubroeck, 2015; Liquete 2015). Voor grassen en loofbomen sluit de VITO modellering goed aan bij metingen en modelstudies uit de literatuur. Voor naaldbos zijn de OPS schattingen naar boven toe bijgesteld op basis van een recente, gedetailleerde model studie door UGent voor naaldbos in Vlaanderen, en deze waarde ligt meer in lijn met deze uit de literatuur. De kengetallen voor struiken en water zijn meer onzeker. Voor water is de schatting uit OPS naar beneden toe bijgesteld, en is een gemiddelde van de waarde uit OPS en uit JRC model MAPPE (Liquete 2015) gebruikt.

Voor ecosysteemtypes waarvoor geen meetgegevens beschikbaar waren, hebben we de bestaande cijfers voor akker, grasland, struiken en bos geëxtrapoleerd, afhankelijk van het vegetatietype in het betreffend ecosysteem (bijv. heide werd gelijkgesteld met struiken).

De volgende formule wordt gebruikt voor het bepalen van de netto-afvang:

Afvang in kg/ha.jaar = (depositiesnelheid (cm/s) * concentratie PM10 (µg/m³) * 3.1536) * (1-50% resuspensie)

Algemeen zijn deze waardes 3 tot 4 keer lager dan in de Natuurwaardeverkenner 1.0. Deels wordt dit verklaard omdat we nu beter rekening houden met de huidige luchtkwaliteit (concentraties van fijn stof zijn gedaald in vergelijking met situatie bij oudere studies) en andere inschattingen van de depositiesnelheden en resuspensie van 50%.

→ **Monetaire waardering**

De cijfers bouwen voort op studies en kengetallen over de schade aan de menselijke gezondheid door de uitstoot van fijn stof die ontwikkeld zijn in het kader van Europese studieprogramma's, en die toegepast worden voor het luchtkwaliteitsbeleid in de EU en Vlaanderen.

De meest recente kengetallen zijn berekend in het kader van een achtergrondstudie voor VMM-Mira (De Nocker et al. 2010). We hanteren op basis van deze bron een eenheidskost van 54 €/kg PM₁₀, die overeenkomt met de vermeden kost voor gezondheidsschade in landelijk gebied (voor meer informatie zie de uitgangspunten en De Nocker L., 2010). De methodes en uitgangspunten zijn consistent met recente Europese studies op dit vlak. Passen we dit cijfer aan voor demografische groei dan bekommen we een waarde van 57€/kg PM₁₀ (prijspeil 2014).

→ Uitgangspunten

- Resuspensie: varieert van 0 % (niet meegenomen), over 50 % tot 75 % (Schaubroeck, 2015). De meeste modellen hanteren 50 % resuspensie (i-tree (Nowak 2015), Oosterbaan 2006, 2011; Liqueste 2015)
- De bovenvermelde studies hanteren allen ongeveer dezelfde uitgangspunten m.b.t. het effect van vegetatie en depositiesnelheden. Depositiesnelheden op gebouwen wordt niet meegenomen
- De dosis-effectrelaties voor het schatten van de gevolgen van luchtverontreiniging door fijn stof kan men toepassen voor het fijn stof dat wordt afgevangen door vegetatie .
- De kleinere deeltjes zijn schadelijker en hebben een hoger aandeel in de luchtverontreiniging, maar ze worden minder afgevangen door vegetatie. In lijn met recente studies (Vos P., 2012) over lokale effecten van vegetatie op luchtkwaliteit hanteren we hiertoe de volgende uitgangspunten:
 - aandeel PM_{2.5} in omgevingslucht = 60 %
 - efficiëntie afvang PM_{2.5} in vergelijking met PM_{2.5-10} = 20 %.
 - resultaat: aandeel PM_{2.5} in afvang = $(0,6 \cdot 0,2) / (0,6 \cdot 0,2 + 0,4 \cdot 1) = 23 \%$
- De gezondheidseffecten door emissies uit lage schouwen (bijv. emissies door huisverwarming) vormen de beste benadering voor de vermeden gezondheidseffecten door het afvangen van emissies door vegetatie.
 - De milieuschadetekosten van deze uitstoot van 1 kg fijn stof zijn 150 €/kg voor PM_{2.5} en 25 €/kg voor PM coarse (de grove fractie van PM₁₀ zijnde de deeltjes groter dan 2,5). (De Nocker et al, 2010) Demografische groei en vergrijzing leiden tot kengetallen voor 2014 van 156 €/kg PM_{2.5} en 28 €/kg PM_{2.5-10} voor gemiddelde bevolkingsdichtheden in Vlaanderen. Dit resulteert in een externe baat voor de afvang van fijn stof door vegetatie van 57 €/kg PM₁₀ ((23 % x 156) + (77 % x 28)), waarbij de percentages de aandelen PM_{2.5} en PM_{2.5-10} van PM₁₀ weergeven.
 - Bij het gebruik van de cijfers voor vegetatie dichtbij verkeer en in sterk bebouwde omgeving is de nodige voorzichtigheid geboden. . De beschikbare studies geven aan dat in deze omgevingen meerdere factoren met tegenstelde effecten spelen. Vooral het feit dat vegetatie enerzijds meer pollutanten kan afvangen (bij hogere concentraties) maar dat anderzijds vegetatie door effecten op lokale meteo ook lokaal de verdunning kan beperken (street-canyon-effect. In de natuurwaardeverkenner stad gaan we hier dieper op in.

→ **Te gebruiken cijfers**

Tabel 11: kwalitatieve, kwantitatieve en monetaire waardering van de afvang van fijn stof

Vegetatietype	Kwalitatieve score	Depositiesnelheid (mm/s)	Waarde (€/kg)
Bloemen- en soortenrijke graslanden en ruigten	4	0,20	57
Loofbossen	7	0,5	57
naaldbossen	10	0,7	57
gemengde bossen	8	0,6	57
heide	5	0,3	57
Struweel/struiken	6	0,344	57
Moerassen riet	4	0,263	57
Moerassen andere vegetatie	3	0,2	57
slikken en schorren	3	0,2	57
rivieren en stilstaande wateren	2	0,10	57
akker	3	0,2	57
weiland	4	0,2	57
laagstamboomgaard	5	0,3	57
hoogstamboomgaard	7	0,5	57
braakliggen terrein of landbouwweg	2	0,1	57
weinig of niet begroeid land	2	0,1	57
stedelijk landgebruik	1	0	57

Bron: VITO.

→ **Vertaling naar een indicator**

We vertalen het aantal kg dat de vegetatie afvangt, naar het aantal personen dat deze afvang zou uitstoten en naar het aantal kilometers dat je met de wagen zou rijden om de hoeveelheid uit te stoten die wordt afgevangen door de vegetatie.

Gemiddelde uitstoot aan PM₁₀ voor een gemiddelde Europeaan per jaar = 4,9 kg

Gemiddelde uitstoot aan PM₁₀ per gemiddelde autokm = 0.0349 g (COPERT)

→ **Een voorbeeld**

Een gebied van 50 ha bestaat in zijn huidige vorm uit 25 ha weiland, 20 ha akkerland en 5 ha heide. Men wil van dit gebied een gevarieerd natuurgebied maken met loofbos (25 ha), bloem- en soortenrijk grasland (20 ha) en heide (5 ha). We veronderstellen dat de PM₁₀ concentratie in het gebied gelijk is aan het jaargemiddelde in Vlaanderen 22,7 µg/m³.

Kwalitatieve waardering

Het huidige gebied heeft weinig potentieel om fijn stof af te vangen. Het scoort 3,7 op een schaal van 10 (25ha weiland x score 4 + 20 ha akkerland x score 3 + 5 ha heide x score 5)/50ha). Het nieuwe gebied scoort 5,6 op 10 (25ha bos x score 7 + 20 ha grasland x score 4 + 5 ha heide x score 5)/50 ha). Het verschil bedraagt dus 1,9.

Kwantitatieve waardering

De veranderingen in het gebied zorgen ervoor dat er gemiddeld 268 kg PM₁₀ bijkomend wordt afgevangen per jaar.

Berekening = (25 ha bos x 0,5 mm/s + 20 ha grasland x 0,2 mm/s + 5 ha heide x 0,3 mm/s) x 22,7 µg/m³ x 3.1536 x 0,5 – (25 ha weiland x 0,2 mm/s + 20 ha akker x 0,2 mm/s + 5 ha heide x 0,3 mm/s) x 22,7 µg/m³ x 3.1536 x 0,5 = 644 kg - 376 kg = 268 kg)

Monetaire waardering

De monetaire waarde is dan 15.276 €/jaar (268 kg x 57 €/kg) .

Indicatoren

Een afvang van 268 kg betekent de gemiddelde huishoudelijke uitstoot van 55 personen (268 kg/4,9 kg/persoon). Of de vegetatie vangt de uitstoot af van 7,6 miljoen autokilometers af (268kg *1000/0.0349g)

→ **Meer gedetailleerde modellen/tools**

Het meetnet van de VMM meet de fijn stof concentraties in Vlaanderen op een vast aantal plaatsen. Daarnaast worden er ook nog computermodellen gebruikt om de luchtkwaliteit verder in kaart te brengen. VITO heeft een uitgebreide expertise op dit vlak. Dit kan enerzijds zijn om op basis van de gemeten waardes, een inschatting te krijgen van de concentraties op elke locatie in Vlaanderen. Anderzijds worden verschillende types modellen ook gebruikt voor voorspellingen en voor scenarioanalyses (welke maatregel leidt tot de beste luchtkwaliteit?). In een aantal van deze dispersiemodellen wordt ook de filterende werking van vegetatie en ecosystemen in rekenschap gebracht. Deze modellen laten het toe om nauwkeurig in te schatten in welke mate de ecosystemen bijdragen aan de verbetering van de luchtkwaliteit. Ook verschillen doorheen het jaar en het effect van seizoenen of extreme weersomstandigheden kunnen meegenomen worden in modelstudies. In het algemeen kan men stellen dat dergelijke modelstudies locatie specifieke informatie in groter detail meeneemt, hetgeen resulteert in nauwkeurigere inschattingen en meer gerichte aanbevelingen.

Dergelijke modelstudies vergen een zekere tijd en budget. Voor meer info, contacteer VITO (felix.deutsch@vito.be)

6.1.3. VERMINDEREN VAN GELUIDSHINDER

→ Beschrijving

Hinder is het meest ervaren probleem als gevolg van geluidsoverlast. In Vlaanderen, dat gekenmerkt wordt door zijn hoge dichtheid aan bewoning en activiteit, is geluidshinder de belangrijkste verstoring van de leefomgeving (Jacobs et al. 2010). Geluidsoverlast door verkeer en vervoer blijkt de belangrijkste bron van hinder te zijn. We beperken ons in deze handleiding dan ook tot geluid afkomstig van verkeer.

Een geluidsbuffer plaatsen tussen het verkeer en de bewoning is een veel voorkomende maatregel om hinder te voorkomen. Natuurlijke vegetatiestructuren kunnen ook als buffer fungeren. Vooral bossen spelen hierbij een rol. Daarom dat we in de Natuurwaardeverkenner specifiek op bossen langs drukke verkeerswegen hebben gefocust.

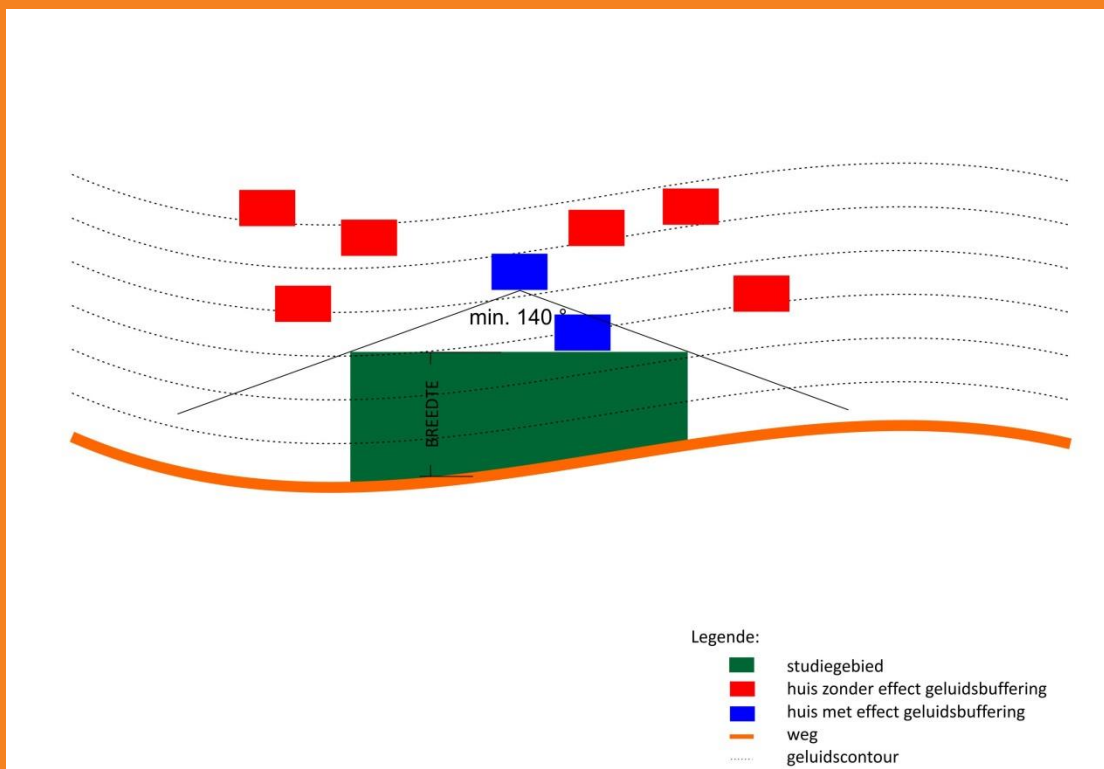
Afhankelijk van de hardheid en compactheid van de bodem, kan ook de bodem geluid absorberen in verschillende mate. Dit is vereenvoudigd meegenomen in de waardering.

Vegetatie kan effectief geluidsniveaus beperken, maar kan daarnaast ook een positief psychologisch effect hebben. Deze audio-visuele interactie kan behoorlijk sterk zijn bij humane perceptie (Watts, 1999; Desiere, 2013; Van Renterghem, 2015; Yang, 2011). Groen en vegetatie blijken hier positief te zijn. Een persoon die blootgesteld is aan hetzelfde (fysisch) geluidsniveau zal zich minder gehinderd voelen wanneer er daadwerkelijk zicht op vegetatie is (niet-zichtbaar buurtgroen is vermoedelijk onvoldoende). Goede cijfers hier rond zijn niet beschikbaar, alhoewel er recent vernieuwde interesse is in dit effect. Op basis van een recente masterthesis aan de UGent (Onderzoeksgroep Akoestiek) blijkt de equivalente geluidsreductie tot maximum 3 dBA te bedragen (via luistertesten in labo). Een voorzichtige schatting van 1.5 dBA werd daarom toegepast in de huidige lijst, en enkel voor opstaande vegetatie. Het effect van zicht op bijv. een (gras)gazon is niet gekend.

Benodigde informatie:

Bepaal in eerste instantie of het studiegebied binnen de geluidscontouren van de geluidskaarten valt. <http://www.lne.be/themas/hinder-en-risicos/geluidshinder/Geluidskaarten> Indien er inderdaad een probleem van geluidshinder is, bepaal dan volgende elementen:

- Aantal (potentieel) gehinderde woningen: bepaal het aantal woningen die binnen de geluidscontouren liggen waarbij het studiegebied mogelijk dienst doet als buffer tussen de geluidsbron en de woning. Enkel de woningen die minimaal een hoek van 140° vormen met het studiegebied t.o.v. de geluidsbron hebben baat bij de geluidsbuffering (vuistregel bij geluidsschermen) (zie illustratie)
- Aantal dB(A) bij de woningen in de huidige situatie: zelf gemeten geluidsniveau ter hoogte van woningen of geluidsniveau bepaald via geluidskaarten <http://www.lne.be/themas/hinder-en-risicos/geluidshinder/Geluidskaarten>. U heeft de onder- en bovengrens van de geluidscontouren op deze kaart nodig.
- Breedte gebied: breedte van het studiegebied tussen de geluidsbron (weg) en de woning gemeten in m loodrecht op de weg. Indien de afstand varieert, neem dan de gemiddelde afstand. Indien bijv. slechts de helft van deze breedte van vegetatietype wijzigt is het aangeraden om enkel de breedte van het veranderende landgebruik in te geven.
- Vegetatietype van dit tussengebied zowel in de huidige situatie als in de toekomstige situatie: 0= stedelijk landgebruik en rivieren en stilstaande wateren; 1= Akker en weiland, bloem- en soortenrijk grasland, kusthabitats en estuaria, heide en landduinen, moerassen; 2= bossen



→ Kwalitatieve waardering

De focus van de geluidsbronnen ligt hier vooral op drukke verbindingswegen (spoor- en wegverkeer), waarvoor geluidskaarten van het departement LNE beschikbaar zijn. Met de geluidbufferende werking voor puntbronnen houden we hier dus geen rekening.

Harde bodems (bijv. beton en asfalt) en water (type 0) reflecteren sterk en versterken het geluid. Deze types geven we een score -1. Halfzachte bodems zoals grasland, losse grond en akkers hebben een grotere absorptie (type 1). Voor een gebied van 200 m breed (het maximale effect van vegetatie op geluidsdemping wordt dan bereikt) krijgen deze gebieden een score 3. Voor gebieden die smaller zijn dan 200m zal de score proportioneel verminderen. We veronderstellen hier slechts drie types bodem (harde, halfzachte en bosbodem). In realiteit zit er meer onderscheid tussen verschillende types bodem. Zo heeft bijvoorbeeld heide ook een zeer zachte bodem. De zeer zachte bodems versterken het absorberend effect in de midden frequenties. In de zeer lage frequenties (tot 125Hz) is er geen effect ten opzichte van harde bodems.

Bossen hebben naast een bodemeffect ook nog een bijkomend geluiddempend effect door een aantal processen. Voor een maximale breedte van 200 m krijgt type 2 een score 10. De score daalt proportioneel met de vermindering van de breedte.

→ Kwantitatieve waardering

Het effect van de bodem is afhankelijk van de frequentie en het weer en is niet recht evenredig met de afstand. Op basis van formules uit de ISO9613-2:1996 voor geluidsberekening werd de impact van verschillende types bodem berekend op het geluid.

Er zijn grote verschillen in de mate waarin verschillende soorten vegetatie geluid dempen. Dit heeft onder andere te maken met de grote diversiteit in vegetatie bijv. loof- of naaldbomen; de grootte van de bomen; de hoeveelheid loof aan de stam en het seizoen.

Het akoestisch effect van bossen is alleen significant bij een breedte van ten minste 100 m (waarneembaar door de mens) en kent ook een verzadigingspunt (afhankelijk van welke effecten worden meegenomen is dit rond de 200 tot 300m) (ISO9613-2:1996). De gerapporteerde cijfers voor de reductie van geluid liggen tussen de 3 dB(A) en 16 dB(A) voor 100 tot 200 m bos (Huisman, 1990; De France et al. 2002). De resultaten zijn seizoensgebonden (geluiddempend effect van een loofbos in de zomer ligt hoger). De gekozen schattingen zijn echter een voorzichtige schatting van het effect (hogere waarden gerapporteerd in enkele buitenlandse studies) en kunnen daarom bij benadering als een jaargemiddelde gebruikt worden.

De totale impact op het geluidsniveau wordt bepaald in functie van het bestaande geluidsniveau. Dit kan afgeleid worden uit de geluidskaat van LNE (<http://www.lne.be/themas/hinder-en-risicos/geluidshinder/Geluidskaarten>). Voor de lage schatting hanteren we de ondergrens van de klasse van het bestaand achtergrondniveau in combinatie met de lage schatting voor het effect van vegetatie (3 dB(A) per 100m). Voor de hoge schatting hanteren we de bovengrens van de klasse van het bestaand achtergrondniveau in combinatie met de hoge schatting voor het effect van vegetatie (8 dB(A) per 100m met een maximum effect tot 200m).

Indien u cijfers van de geluidskaarten gebruikt om het geluidseffect te meten van het kappen van een bos zou u moeten vertrekken van de aangegeven dB(A) op de kaart verminderd met de

berekende impact van een bos op het geluidsniveau als huidige situatie. De cijfers op de geluidskaart zijn dan de toekomstige situatie (een toename van het geluidsdrukkniveau) omdat de geluidskaarten geen rekening houden met de bestaande vegetatie. Wel met het bodemeffect. In de Natuurwaardeverkenner is hier rekening mee gehouden in de berekeningen en vult u enkel de cijfers van de geluidskaarten in.

→ **Monetaire waardering**

Om geluidshinder te waarderen, bouwen we voort op studies met de hedonische prijzenmethode. Deze studies tonen aan dat de waarde van huizen afneemt als de geluidshinder toeneemt (den Boer et al. 2008; RA 2006). De meerprijs die de koper wil betalen voor een huis in een stiller gebied, is een indicator van de bijkomende monetaire waarde die hij hierdoor krijgt.

We werken met de gemiddelde woningprijs in Vlaanderen. In het Vlaamse Gewest werd in 2014 voor een woonhuis gemiddeld 236.634 euro betaald (statbel 2015). Dit cijfer rekenen we om naar een jaarlijks effect. Als we uitgaan van een discontovoet van 4 % en een tijdshorizon van 50 jaar, is de gemiddelde waarde voor een woning 11.015 €/jaar.

Formule: gemiddelde waarde van een woning per jaar * % reductie berekend * aantal woningen.

→ **Uitgangspunten**

- Enkel cijfers voor geluid van wegverkeer zijn opgenomen. Voor lagere en hogere frequenties kunnen de cijfers respectievelijk lager of hoger zijn. De cijfers in de handleiding zijn slechts een gemiddelde benadering van de werkelijkheid. Er wordt bijvoorbeeld geen of weinig rekening gehouden met het lokale effect van reflecties, wind en atmosferische effecten, types bos en bodemopbouw. Als geluid belangrijk blijkt te zijn in het geheel van ecosysteemdiensten, lijkt het ons aangewezen om ter plaatse de huidige situatie te meten en dan aanpassingen te modelleren (door geluidskundigen).
- We rekenen met de waardevermindering van woningen voor geluidshinder overdag. We rekenen met de gemiddelde woningprijs voor Vlaanderen.
- Om een jaarlijkse baat te berekenen, veronderstellen we een discontovoet van 4% en een tijdshorizon van 50 jaar.
- Bij de aanleg van een nieuw bos veronderstellen we dat na 10 jaar een voldoende dicht bos ontstaat om deze dienst te kunnen leveren. De waarde in de Natuurwaardeverkenner berekent alsof er meteen een bos staat. De eerste 10 jaar is er in principe enkel het dempend effect van een zachte bodem (type 1) van toepassing. Hiermee moet rekening worden gehouden in bijv. een MKBA. De tool houdt hier geen rekening mee.

→ Te gebruiken cijfers

Tabel 12: kwalitatieve waardering geluid bij verschillende nuttige breedte

Kwalitatief (score -1 tot 10) Vegetatietype	50m	100m	150m	200m
Stedelijk, rivieren en stilstaande wateren (type 0)	-1	-1	-1	-1
Akker, weiland, bloem- en soortenrijk grasland, natte natuur, weinig of niet begroeid gebied, heide(type 1)	2	3	3	3
Bossen (type 2)	3	6	8	10

Bij een breedte groter dan 200m hanteert u de maximum score voor het overeenkomstige type.

Cijfers voor dB(A) bij de (potentieel) gehinderde woningen uit de legende geluidscontouren geluidskaat LNE

- 55-59 dB
- 60-64 dB
- 65-69 dB
- 70-74 dB
- ≥ 75 dB

Tabel 13: kwantitatieve waardering: vermindering in dB(A) per vegetatietype ten opzichte van een harde bodem (type 0) bij verschillende breedtes.

dB(A)	lage waarde				hoge waarde			
	50m	100m	150m	200m	50m	100m	150m	200m
0	-3	-4.02	-4.68	-5.49	-3	-4.02	-4.68	-5.49
1	4	4	4.5	5	4	6	6.5	7
2	5.5	9	11	13	8	14	18.5	23

Tabel 14: monetaire waardering: % waardevermindering van een woning per dB(A) geluidstoename

Blootstelling (dBA)	Minimum (%/dBA)	Maximum (%/dBA)
50 – 54	0	0
55 – 69	0.6	0.9
>=70	1.5	1.9

Bron: Franck et al. 2014, 2015NSDI: Noise Sensitivity Depreciation Index

De gemiddelde waarde voor een woning bedroeg in 2014 236.634 € of 11.015 €/jaar.

Formule: gemiddelde waarde van een woning per jaar * % reductie berekend * aantal woningen.

→ **Vertaling naar een indicator**

Als indicator gebruiken we hier het aantal woningen dat minder hinder ondervindt door geluid.

→ **Een voorbeeld**

Er liggen 10 woningen op 200 m van een snelweg. Het landgebruik tussen de woningen en de snelweg is een akker. De bewoners ondervinden hinder van deze snelweg (overdag 70-74dB(A)). Op de akker vindt een bosplantactie plaats. Na 10 jaar is het bos voldoende dicht om naast een eventueel psychologische effect, ook een meetbaar geluid reducerend effect te hebben bij de bewoners.

Kwalitatieve waardering

Het huidige gebied dempt omwille van de halfzachte bodem het geluid licht. Het heeft score 3. Als er een bos opstaat, is dit effect maximaal en scoort het gebied 10. De kwalitatieve waardering van de verandering is dus 7.

Kwantitatieve waardering

Het huidige gebied is vegetatietype 1 en dempt het geluid dus met 5 tot 7 dB(A). Een bos (vegetatietype 2) dempt het geluid met 13 tot 23 dB(A) ten opzichte van een harde bodem (Tabel 8). Het verschil is dus minimum 8 dB(A) en maximum 16 dB(A).

Monetaire waardering

De huidige blootstelling aan geluid is 70-74 dB(A). Een bos zou de sterkte doen afnemen tot minimum 62 dB(A) (70-8) en maximum 58 dB(A) (74-16). Daardoor stijgt de waarde van de woningen bij een lage schatting met 686 € per woning per jaar en bij een hoge schatting met 2.982 € per woning per jaar.

Berekening lage schatting: een daling van 70dB(A) tot 64 dB(A):

70-62: $8 \text{ dB(A)} \times 0,6 = 4,8\%$
 $4,8\% \times 11.015 \text{ €/jaar} = 529 \text{ €/jaar per woning}$

Berekening hoge schatting: een daling van 74 dB(A) tot 58 dB(A):

74-70: $4 \text{ dB(A)} \times 1,9 = 7,5\%$
 70-58: $12 \text{ dB(A)} \times 0,9 = 10,8\%$
 $18,4\% \times 11.015 \text{ €/jaar} = 2.027 \text{ €/jaar per woning}$

De verandering in de dienst verbetering geluidshinder heeft een baat van 5.290€ /jaar tot 20.270 €/jaar (totale waarde voor de 10 woningen).

→ Gedetailleerde modellen/tools

Binnen de onderzoeksgroep akoestiek (UGent) is er uitgebreide expertise m.b.t. geluidspropagatie in de buitenomgeving en het ontwerp van geluidsreducerende oplossingen. Er is niet enkel ervaring m.b.t. de klassieke voorspellingstools (zoals deze gebruikt bij geluidskartering), maar er zijn ook rekentechnieken ontwikkeld die toelaten detailmodellering uit te voeren voor specifieke cases, inclusief natuurlijke oplossingen. Hiervoor worden zogenaamde “full-wave” modellen gebruikt. Detailmodellering kan helpen om een vegetatiezone te ontwerpen : bijv. stam diameter en evolutie van de geluidsafscherming in functie van de tijd, optimaal plantverband, diepte en breedte van een vegetatiezone, enz. In het kader van natuurlijke oplossingen kunnen modificaties van het reliëf (bijv. bermen, glooiingen in het landschap) en grondmodificaties onderzocht en geoptimaliseerd worden naar hun geluidsreductie. Complexere interacties, zoals de invloed van vegetatie op het lokale wind- en temperatuursveld (micro-climatologie), en hoe dit de geluidspropagatie beïnvloedt, kunnen onderzocht worden.

Gezien de complexiteit van deze modellen kunnen berekeningen enkel uitgevoerd worden op aanvraag. Hieraan is een kostprijs verbonden.

Contactpersoon : Prof. Dr. ir. Timothy Van Renterghem, Onderzoeksgroep Akoestiek, Vakgroep Informatie Technologie, Faculteit Ingenieurswetenschappen en Architectuur, Universiteit Gent.

E-mail : timothy.van.renterghem@intec.ugent.be

6.1.4. VERMINDEREN VISUELE HINDER EN GEURHINDER

Geurhinder en visuele hinder zijn erg subjectief.

Natuurlijke vegetatie kan visuele hinder van gebouwen, infrastructuur, masten en dergelijke verminderen.

Ook kan sommige vegetatie geurhinder maskeren. Hierover is weinig kwantitatieve informatie beschikbaar. Er zijn goede methodes om geurbelasting te meten (sniffing units) maar er is geen informatie over hoe vegetatiewijziging een invloed zou hebben op de resultaten van deze sniffing units. Als dit wel mogelijk zou zijn, dan kan de studie van Eykmans et al. 2013 rond de invloed van geurhinder op huizenprijzen gebruikt worden om de deze dienst te moneteriseren. Uit deze studie blijkt dat huizen die in een zone liggen onderhevig aan een bescheiden of erge geurhinder, tegen een 5% respectievelijk 12% lagere prijs worden verkocht in vergelijking met huizen die in een zone zonder geurhinder liggen.

6.2. REGULEREN VAN WATER- EN LANDSTROMEN

6.2.1. STABILISATIE VAN WATERNIVEAUS

→ Beschrijving

Ecosystemen kunnen bijdragen tot stabiele grondwaterniveaus omdat water wordt vastgehouden en kan draineren. Gezonde aquatische ecosystemen zorgen dan weer dat de waterniveaus in de waterlopen niet teveel schommelen. De stabilisatie van de waterniveaus is een ondersteunende dienst voor heel wat andere diensten: watervoorziening, scheepvaart, vermeden schade door droogte, bescherming tegen zout-intrusie enz.

We waarderen deze dienst kwalitatief en kwantitatief aan de hand van het potentieel voor infiltratie (vermeden run-off) in de Natuurwaardeverkenner stad. In de Natuurwaardeverkenner wordt nog onderzocht of we de methode vanuit het ECOPLAN project kunnen overnemen.

6.2.2. BESCHERMING TEGEN OVERSTROMINGEN – VANUIT DE RIVIER

→ Beschrijving

De ecosysteemdienst preventie van overstromingen vanuit de rivier heeft betrekking op het tijdelijk bergen van water in gebieden die relatief tolerant zijn voor overstromingen, zodat overstromingen in gevoelige gebieden (voornamelijk stedelijke gebieden en landbouwgebieden) vermeden worden. Historische veranderingen in het landschap (drainagegrachten; verdiepingen, indijkingen en rechttrekkingen van rivieren en beken; toename van de verharde oppervlakte) hebben ervoor gezorgd dat het water versneld wordt afgevoerd. Bij hevige neerslag kan de verhoogde en versnelde afvoer van water benedenstrooms overstromingen veroorzaken. Door de waterbergingscapaciteit in bovenstroomse gebieden te herstellen kan men deze overstromingen benedenstrooms verminderen. In geval van preventie van overstromen door getijdewerking kan dit ook omgekeerd werken.

→ Kwalitatieve waardering

Voor de kwalitatieve waardering van gebieden die potentieel belangrijk zijn voor waterberging spelen enerzijds de fysische bergingscapaciteit en anderzijds het type landgebruik een rol. De scores voor waterberging worden bepaald op basis van de fysische geschiktheid en de wenselijkheid van overstromen. Dit is zeer specifiek en kan niet in een eenvoudige regel gegoten worden.

→ Kwantitatieve waardering

Om de grootteorde te bepalen van de mate waarin ecosystemen bijdragen tot de bescherming tegen overstromingen, moet enerzijds in kaart worden gebracht hoeveel water deze ecosystemen bergen en anderzijds hoeveel overstromingsvolume benedenstrooms de ecosystemen vermijden. Overstromingsmodellen van bijvoorbeeld het Waterbouwkundig Laboratorium zijn in staat

overstromingskaarten te berekenen die de uitgestrektheid van de overstroming en de waterdiepte weergeven. Zij doen dit voor verschillende mogelijke overstromingen, elk met een eigen kans van voorkomen.

→ **Monetaire waardering**

Zoals aangetoond in de MKBA van het Sigmaplan (IMDC, 2012) kunnen de baten potentieel erg groot zijn. De totale veiligheidsbaten van het optimale alternatief tussen 2010 en 2100 werden in de MKBA Sigmaplan geraamd op 737 miljoen €. Dit is een reductie van het overstromingsrisico door getijdewerking op de Schelde met 78%. Om dit te vergelijken met andere diensten komt dit omgerekend neer op een jaarlijkse baat van ongeveer 30 miljoen €.

Voor deze regulerende dienst worden in deze studie geen algemeen toepasbare kengetallen gegeven. De baten van bescherming tegen overstromingen zijn immers zeer gebiedspecifiek. In Vlaanderen wordt veelal de overstromingsrisicomethodiek van het Waterbouwkundig Laboratorium toegepast (LATIS) (Deckers et al. 2013). In deze methodiek worden de overstromingskaarten gecombineerd met het landgebruik om te ramen wat de verwachte schade is ten gevolge van deze overstromingen.

In LATIS wordt in functie van overstromingshoogtes, schadefuncties (verband tussen overstromingshoogte en schade) en vervangingswaardes geschat wat de materiële schade is die we kunnen verwachten ten gevolge van specifieke overstromingen. Door voor verschillende overstromingen met verschillende kansen van voorkomen de schade te berekenen kan men het overstromingsrisico bepalen. Het verschil tussen scenario's met en zonder bijkomende waterberging ten gevolge van vernatting of de creatie van overstromingsgebieden, is een maat voor de monetaire baten door bescherming tegen overstromingen.

De resultaten van dit soort berekeningen zijn niet voor heel Vlaanderen beschikbaar en kunnen ook niet omgezet worden naar een eenvoudige rekenfunctie. U kunt best voor bevaarbare waterlopen bij het Waterbouwkundig Laboratorium (waterbouwkundiglabo@vlaanderen.be) of voor onbevaarbare waterlopen bij de VMM (info@vmm.be) nagaan of een dergelijke oefening is gemaakt voor uw studiegebied.

6.2.3. BESCHERMING TEGEN OVERSTROMINGEN VANUIT DE ZEE

→ Beschrijving

De ecosysteemdienst “preventie van overstromingen vanuit de zee” door energiedissipatie en zeewering is van enorm belang in Vlaanderen, dat 67 km kustlijn en 150 km macrotidaal estuarium (met een getijdeverschil van meer dan 4m) heeft. Het grootste deel van de Belgische kustvlakte ligt 2 m onder het niveau van een gemiddelde jaarlijkse storm van +5,5 m TAW (Tweede Algemene Waterpassing), terwijl de hoogwaterstand aan de Belgische kust tijdens de stormvloed van 1953 tot +6,73 m TAW bedroeg.

Stranden spelen een essentiële rol in de bescherming van de kustvlakte tegen overstromingen doordat ze de energie van inslaande golven (gedeeltelijk) kunnen onttrekken. Hierdoor neemt de erosieve kracht van golven die de duinvoet of de dijk bereiken af en daalt de hoeveelheid duinafslag of vermindert de kans op dijkinstabiliteit tijdens stormen en dus ook het risico op bresvorming.

Duinen bieden vooral bescherming tegen overstromingen doordat ze enerzijds golfenergie onttrekken en anderzijds een fysieke barrière vormen die zeewater kan tegenhouden. Duinen die niet door harde zeewering zijn afgesloten van de getijdewerking kunnen er bovendien voor zorgen dat de natuurlijke kustverdediging verder aangroeit. Duinen die zijn afgesloten van de getijdewerking krijgen geen aanvoer meer van zand, terwijl winderosie het duin wel verder kan afbreken. Afhankelijk van de erosieve of aangroeiende werking van de kuststrook kan de getijdewerking echter ook de duinen afbreken (De Ronde en Houthuys 2007 in Van der Biest, 2008).

Momenteel zijn er geen direct toepasbare methoden beschikbaar om deze dienst te waarderen.

6.2.4. BESCHERMING TEGEN EROSIE

→ Beschrijving

Bescherming tegen erosie is het vermijden van de afstroom van aan het oppervlak liggende grondlagen door de invloeden van wind en water en als gevolg hiervan de afzetting van sedimenten op ongewenste plaatsen (bebouwde zones, rivieren, ...). Bescherming tegen erosie is een dienst die hoofdzakelijk geleverd wordt door vegetatie. Planten zijn namelijk in staat via boven- en ondergrondse plantendelen de hoeveelheid erosie drastisch te verminderen.

Benodigde informatie:

- LS factor is de invloed van de hellingslengte en de hellingsgraad op erosie. Deze kan berekend worden aan de hand van de LS-kaart te vinden in de tool.
- Erosiegevoeligheid van de bodem (K-factor) wordt berekend aan de hand van de bodemstructuur. Bodemtextuur en drainageklasse zijn terug te vinden in de infofiche op de bodemkaart van Vlaanderen (<https://dov.vlaanderen.be/dovweb/html/bodemloketten.html#bodemkaarten>) en in de Natuurwaardeverkenner
- De erosiegevoeligheid van de vegetatie (C-factor) wordt berekend op basis van het landgebruik.

→ Kwalitatieve waardering

Om de erosiegevoeligheid van de bodem te beoordelen, wordt een kwalitatieve score berekend waarbij rekening wordt gehouden met het hellingspercentage, de bodemtextuur en de bodembedekking van het gebied. Deze 3 factoren komen eveneens voor in de RUSLE vergelijking (Revised Universal Soil Loss Equation) welke één van de meest gebruikte methodes is om bodemerosie te schatten en ook toegepast wordt voor het opbouwen van de erosiekaart van Vlaanderen (Notebaert et al. 2005).

De RUSLE vergelijking is gelijk aan
 $A=R*K*LS*C*P$

Met

- A: gemiddeld bodemverlies als gevolg van geul- en intergeulerosie (ton ha⁻¹ jaar⁻¹)
- R: de regenerosiviteitsfactor (MJ mm ha⁻¹ jaar⁻¹)
- K: de bodemerosiegevoeligheidsfactor (ton MJ⁻¹ mm⁻¹)
- LS: de topografische hellings- en lengtefactor (dimensieloos)
- C: de gewas- en bedrijfsvoeringsfactor (dimensieloos)
- P: de erosiebeheersingsfactor (dimensieloos)

Voor de kwalitatieve score nemen we een gemiddelde van score 1 (score op basis van LS*K) en de score 2 (gelinkt aan de vegetatie (C)).

→ Kwantitatieve waardering

Om de dienst bescherming tegen erosie te kwantificeren, berekenen we aan de hand van de RUSLE vergelijking het gemiddeld bodemverlies in het huidige en toekomstige scenario en trekken we beiden van elkaar af.

Voor de berekening van de LS factor verwijzen we naar handleiding ECOPLAN-SE plugin.

→ **Monetaire waardering**

Het vermijden van bodemverlies kunnen we waarderen aan de hand van de vermeden schade door modderstromen in water en dorpskernen. Voorlopig hebben we hiervoor nog geen cijfers beschikbaar in de Natuurwaardeverkenner.

→ **Te gebruiken cijfers**

Tabel 15: K-factor op basis van textuurklasse

Textuurklasse	K-factor (kg/ha)
Z	0.012
S	0.02
P	0.025
L	0.04
A	0.042
E	0.04
U	0.04
G	0.042
X	0.012
V	0.04
andere	0.030

Tabel 16: kwalitatieve score voor LS*K

LS*K (ondergrens <= x)	score
0	1
0.084	2
0.168	3
0.252	4
0.336	5
0.42	6
0.504	7
0.588	8
0.672	9
0.756	10

Tabel 17: bodembedekkingsfactor C en kwalitatieve score 2 voor verschillende types bodembedekking

Bodembedekking	C-factor	Score 2
Bloem- en soortenrijke graslanden	0.01	9
Bossen	0.001	10
Heide en	0.01	9
Moerassen	0.01	9
Slikken en schorren	0.5	3
Rivieren en stilstaande wateren	0	10
Vlas	0.3	5
Aardappelen	0.4	4
Suikerbieten	0.35	5
Groenten en kruiden: sierplanten	0.6	2
Andere groenten en kruiden	0.5	3
Granen	0.3	5
Leguminosa	0.5	3
korrelmaïs	0.45	3
Fruit en noten	0.05	8
Voedergewassen	0.35	5
silomaïs	0.45	3
Overige akker	0.37	5
Laagstam boomgaard	0.05	8
Hoogstam boomgaard	0.01	9
Braakliggend terrein of landbouwweg	1	1
weiland	0.1	9
Weinig of niet begroeid gebied	0.8	1
stedelijk	0	10

Bron: aangepast van Bakker et al. 2008

Maak een gemiddelde van het resultaat van tabel 10 en tabel 11.

Voor de kwantitatieve waardering vermenigvuldig je

$$K * L * C * R * P$$

Waarbij R = 800 MJ mm/ha.jaar en P=1 wordt gehouden.

→ Uitgangspunten

- We nemen een gemiddelde jaarlijkse regenerosiviteit van 880 MJ mm/ha.jaar voor gans Vlaanderen. Dit kan uiteraard in realiteit lokaal verschillen.
- We houden de erosiebeheersingsfactor P gelijk aan 1. Hierbij gaan we er van uit dat er geen maatregelen zijn genomen om erosie tegen te gaan.

→ Vertaling naar een indicator

Als indicator gebruiken we de kwantitatieve waardering: het aantal ton grond dat minder of meer erodeert.

→ Een voorbeeld

We veronderstellen een akker van 50 ha met een LS factor van 5 en bodemtextuur L. Op deze akker wordt 25 ha bos geplant. De rest wordt behouden als akker.

Kwalitatieve waardering

Bij een bodemtextuur L is de K-factor gelijk aan 0,04 (Tabel 15 **Error! Reference source not found.**) core 1 voor $LS \cdot K$ ($5 \cdot 0,04 = 0,2$) is 3 (lage erosiegevoeligheid).

Voor de huidige situatie is score 2 gelijk aan 5 (C-factor akker = 0,37), voor de toekomstige situatie is de score 2 gelijk aan 7,5 ($(25 \cdot 10 + 25 \cdot 5) / 50$) (C-factor = 0,1855).

Gemiddelde score huidig: 4; gemiddelde score toekomstig: 5,25. Een verandering van 1,25 punt

Kwantitatieve waardering

Huidige situatie: $K \cdot LS \cdot C \cdot R \cdot P = 0,04 \text{ ton/ MJ mm} \cdot 5 \cdot 0,37 \cdot 880 \text{ MJ mm/ ha jaar} \cdot 1 = 65 \text{ ton/ha.jaar}$

Toekomstige situatie: $K \cdot LS \cdot C \cdot R \cdot P = 0,04 \text{ ton /MJ mm} \cdot 5 \cdot 0,1855 \cdot 880 \text{ MJ mm/ ha jaar} \cdot 1 = 33 \text{ ton/ha.jaar}$

Er wordt een bodemverlies van 1600 ton/jaar vermeden ($(65 \text{ ton/ha.jaar} - 33 \text{ ton/ha.jaar}) \cdot 50 \text{ ha}$).

6.3. REGULEREN VAN DE FYSISCHE, CHEMISCHE EN BIOLOGISCHE OMGEVING

6.3.1. MONDIALE KLIMAATREGULATIE: KOOLSTOFOPSLAG IN DE BODEM

→ Beschrijving

De ecosysteemdienst koolstofopslag in de bodem is het gevolg van opslag van niet-gemineraleerde koolstof uit dood plantenmateriaal naar de bodem, waar het op lange termijn opgeslagen wordt. Hoe meer atmosferische CO₂ op die manier wordt vastgelegd in de bodem, hoe minder deze kan bijdragen tot klimaatopwarming. De baten van deze dienst zijn enerzijds het behoud van de bestaande koolstofvoorraden en anderzijds de opslag van extra koolstof in de bodem.

Bodems onder natuurlijke ecosystemen vertonen doorgaans grotere koolstofvoorraden dan deze onder intensief landgebruik (door het regelmatig scheuren van de bodem). De koolstofvoorraden zijn dus groter in bosbodems en permanent grasland dan in bodems van tijdelijk grasland of akkerbodems. Vooral moerassen en historische veenbodems bezitten grote hoeveelheden koolstof.

Benodigde informatie:

- Landgebruik
- Gemeten koolstofvoorraad huidige situatie of indien niet beschikbaar
- Bodemtextuur om de % klei en zand af te leiden
- Gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG) en gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG) huidige situatie en inschatting van de toekomstige situatie
- De aanwezigheid van Podzol, Anthrosdol af te leiden van de WRB bodemkaart
- Aanwezigheid van Veen af te leiden van de bodemkaart
- Voor landbouwgronden bemestingsgraad in C equivalent.
- Voor bossen de aanwezigheid van het bos op de Ferrariskaart, de hellingsgraad van het terrein en de boomsoort.

GHG is het gemiddelde van de 25% hoogste grondwaterstanden van dit jaar in het gebied. Dit gemiddelde is kleiner (lees minder diep) dan de gemiddelde laagste grondwaterstand.

GLG is het gemiddelde van de 25% laagste grondwaterstanden van dit jaar in het gebied. Dit gemiddelde is groter (lees dieper) dan de gemiddelde hoogste grondwaterstand.

De grondwaterstanden kunnen bekomen worden aan de hand van metingen of via eenvoudige grondwatermodellen. Binnen de webtool van de Natuurwaardeverkenner zijn er ook geïnterpoleerde kaarten op basis van de drainageklassen beschikbaar.

Bodemtextuur, drainageklasse en WRB klasse zijn terug te vinden in de infociche op de bodemkaart van Vlaanderen

(<https://dov.vlaanderen.be/dovweb/html/bodemloketten.html#bodemkaarten>) die u kan opvragen door te klikken op 'i'.

De benodigde kaarten zijn ook terug te vinden in de webtool Natuurwaardeverkenner.

→ **Kwalitatieve waardering**

De hoeveelheid organische koolstof in de bodem is afhankelijk van het landgebruik, de bodemtextuur en de grondwaterstand (Meersmans, 2008). Veranderingen in landgebruik of grondwaterstand kunnen leiden tot een verhoging van de koolstofopslag in de bodem of tot de afbraak en emissie van CO₂.

→ Landgebruik

Bijna alle vormen van bodembewerking hebben een negatieve invloed op de koolstofvoorraden. Hoe meer biomassa ter plaatse blijft in beheerde systemen (oogstresten, maaisel, kroonhout), hoe meer koolstof in de bodem kan worden opgeslagen. Landverstoringen zoals ploegen leiden tot een verminderde fysieke bescherming van het organisch materiaal, waardoor het gemakkelijker mineraliseert en de koolstofopslag daalt. Daardoor zullen bodems onder natuurlijke ecosystemen grotere stocks vertonen dan intensief bewerkte bodems.

→ Bodemtextuur en grondwaterstand

Onafhankelijk van het landgebruik bepalen vooral de vochttoestand en het kleigehalte van de bodem de capaciteit voor koolstofopslag. Hoe natter de bodem en hoe hoger het kleigehalte, hoe meer koolstof kan worden vastgelegd. Beheerstechnische ingrepen zoals drainage verminderen de opslag, terwijl vernattingsprocessen de voorraad aan bodemkoolstof vergroten.

Daarnaast speelt ook de tijd een belangrijke rol in de potentiële koolstofopslag, vooral onder permanent natte bodems. Tijdens de ontwikkeling van ecosystemen neemt het gehalte aan organisch materiaal toe. Bodems die zich gedurende jaren onder een natuurlijk (moeras)bos bevinden hebben in de loop van de tijd grote hoeveelheden koolstof opgestapeld. Zolang de hydrologische condities en het landgebruik niet wijzigen kunnen deze voorraden evolueren naar een maximum en blijven deze verder min of meer stabiel (evenwichtssituatie). De koolstofvoorraad is dan wel maximaal, maar het opslagpotentieel zelf is gedaald. Zo bereiken moerassen hun evenwichtstoestand na ongeveer 60 jaar (verschillend van moerastype tot moerastype) en wordt alleen in (anaerobe) hoogveensituaties nog koolstof vastgelegd. Anderzijds kunnen veranderingen in landgebruik en hydrologie ervoor zorgen dat de koolstofvoorraad terug daalt.

Op basis van deze kenmerken kan een kwalitatieve waardering gegeven worden.

In de webtool wordt een score toegekend op basis van de kwantitatieve waardering waar deze wordt vergeleken met een maximale mogelijke koolstofopslag in de bodem. De score 10 is zeer geschikt, de score 1 is niet geschikt.

Deze score moet nog ontwikkeld worden.

→ **Kwantitatieve waardering**

De berekening gebeurt op basis van 4 verschillende regressievergelijkingen die binnen het ECOPLAN project werden opgesteld (Ottoy, Beckers et al. 2015; Ottoy, Elsen et al. 2016) Samen laten deze vergelijkingen toe om voor de meeste landgebruiken de koolstofopslag in de bodem te berekenen tot op 1 meter diepte. De regressievergelijkingen zijn opgesteld op basis van de meest betrouwbare databanken die beschikbaar zijn in Vlaanderen. De formule voor akkerland en grasland werd opgesteld op basis van de bodemvruchtbaarheidsgegevens van de Bodemkundige Dienst België en de Aardewerk-Vlaanderen-2010 databank. De formule voor bos is gebaseerd op de ForSite-databank van het INBO. De vergelijking voor natuurtypes is gebaseerd op een database die

binnen de KULeuven werd opgesteld in functie van een onderzoek naar LIHD systemen (Van Meerbeek, Van Beek et al. 2014).

Eén van de grote problemen is de schatting van de GHG en GLG, zowel voor de huidige als voor de natuurlijke toestand.

Het is aanbevolen om het verloop van de grondwaterpeilen op te volgen aan de hand van metingen of in te schatten aan de hand van eenvoudige grondwatermodellen zoals TOPMODEL (http://www.es.lanccs.ac.uk/hfdg/freeware/hfdg_freeware_top.htm) of meer geavanceerde grondwatermodelleringen.

Als er geen informatie beschikbaar is over GHG/GLG dan kan men gebruik maken van de geïnterpoleerde kaarten binnen de Natuurwaardeverkenner.

De vergelijkingen berekenen de potentiële maximale koolstofvoorraad berekent. Als het landgebruik of de hydrologie wijzigt, dan zal de potentiële maximale koolstofvoorraad wijzigen. We veronderstellen dat dit maximum (nieuwe evenwichtssituatie) bereikt wordt na 100 jaar. De jaarlijkse toename/afname in de koolstofvoorraad gebeurt bij benadering proportioneel (2,5%) ten opzichte van het resterend verschil tussen de te bereiken evenwichtstoestand en de huidige koolstofvoorraad. De jaarlijkse netto op(af)name van koolstof vermindert dus naarmate men dichter bij de nieuwe evenwichtstoestand komt.

De meest accurate methode om de huidige koolstofvoorraad te kwantificeren is om een bodemstaal te nemen en te kijken hoeveel koolstof er aanwezig is. De analyse van het gehalte aan organisch materiaal kost ongeveer 15 € per staal en de resultaten zijn meestal binnen de week beschikbaar. Bij ecosystemen met microreliëf en heterogene vegetatie kan deze koolstofvoorraad ruimtelijk sterk variëren. Minstens 15 staalnames per hectare zijn nodig om een representatief beeld te krijgen. Indien er de laatste 30 jaren geen ingrijpende wijzigingen gebeurd zijn in de waterhuishouding en de vegetatie, kan men bijkomend gebruik maken van historische bodemstalen (1960-heden) die toegankelijk zijn via de Aardewerkdatabank (Van Orshoven J. et al. 1993).

Als men niet over de middelen of de tijd beschikt om bodemstalen te nemen, dan kan men op basis van de formules de maximale potentiële koolstofvoorraad van de huidige situatie schatten. De jaarlijkse toename/afname in de koolstofvoorraad is dan bij benadering 2,5% ten opzichte van het resterend verschil tussen de te bereiken evenwichtstoestand en deze berekende maximale potentiële koolstofvoorraad van de huidige situatie.

Als een gebied door een infrastructuurproject ingrijpende wijzigingen ondergaat (ontbossing, drainage) of als er afgravingswerken plaatsvinden, kan de koolstofvoorraad in de bodem verloren gaan. De koolstofvoorraad kan proportioneel vrijkomen vanaf het moment dat de bodem afgegraven wordt. In het begin gaat het veel sneller dan na tientallen jaren. Als de bodem afgedekt wordt door bijvoorbeeld opgespoten grond of een verharding, zonder dat er graafwerken nodig zijn, dan is er vermoedelijk geen verlies van de koolstofvoorraad. Hierover is echter weinig geweten. Sommige studies waarschuwen wel voor een toegenomen risico op CO₂ emissies bijv. Pataki et al. 2006. Voorlopig houden we hiermee geen rekening in de berekeningen.

→ **Monetaire waardering**

Om de koolstofopslag monetair te waarderen, kunnen we kengetallen hanteren uit De Nocker et al. 2010. Deze getallen zijn gebaseerd op de methode van vermeden reductiekosten: als er meer koolstof wordt opgeslagen in natuurgebieden, kan men op andere plaatsen emissiereductiekosten vermijden om de gegeven milieudoelstellingen te bereiken. Deze kengetallen zijn gebaseerd op de kosten van emissiereductiemaatregelen die nodig zijn om te garanderen dat de gemiddelde temperatuur op wereldvlak maximaal maar met 2°C stijgt ten opzichte van het pre-industriële niveau (1780). De cijfers zijn afgeleid van een meta-analyse van resultaten van verschillende klimaatmodelstudies (Kuik et al. 2009).

Een aandachtspunt is dat men in de loop der jaren continu nieuwe en duurdere maatregelen moet nemen om op een emissiepad te blijven dat consistent is met de 2°C doelstelling. De marginale kosten stijgen in de tijd en gaan van 20 euro/ton CO₂-eq. in 2010 tot 220 euro/ton CO₂-eq in 2050 (zie tabel 20).

→ **Uitgangspunten**

- We veronderstellen dat de nieuwe evenwichtssituatie bereikt wordt na 100 jaar.
- Jaarlijks is er een proportionele wijziging in de koolstofvoorraad van 2,5% ten opzichte van het resterend verschil tussen de te bereiken evenwichtstoestand en de huidige koolstofvoorraad. Dit cijfer is gebaseerd op expert oordeel na bekijken van literatuur o.a Wei X, M. Shao et al. (2014).
- Voor de huidige situatie maken we gebruik van de door het regressiemodel berekende maximale koolstofvoorraad van het huidige landgebruik. We vergelijken dan de 2 evenwichtstoestanden van het huidige en toekomstige landgebruik. Het verschil tussen deze evenwichtstoestanden is wat we meenemen in de waardering.
- We veronderstellen dat bij afgraving door infrastructuurwerken de opgeslagen koolstof vrijkomt, maar kunnen hier geen jaarlijkse evolutie opplakken.
De cijfers voor waardering zijn afgeleid uit een grondig literatuuroverzicht (zie tabel 20) Voor tussenliggende jaren worden de kengetallen lineair geëxtrapoleerd. Na 2050 geldt de waarde in 2050. We rekenen standaard in de webtool met een minimumwaarde van 100 en een maximumwaarde van 366€.

→ Te gebruiken cijfers

Tabel 18: kwantitatieve waardering van de potentiële totale koolstofvoorraad in de bodem

Ecosysteem	gemiddelde schatting (ton C/ha)
Akker (ton/ha)	$4.4118 + 0.2293 * \%Klei + 5.1805$ $* Bemesting - 0.0047$ $* GLG + 3.3852 * Podzol$ $+ 6.1161 * Anthrosol$ $+ 0.0001 * \%Klei * GHG$ $- 0.2460 * Klei$ $* Bemesting + 0.2027$ $* Veen$
weiland/bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten (ton/ha)	$8.6475 + 0.0290 * \%Zand - 0.0041$ $* GLG + 2.2362$ $* Bemesting + 0.9863$ $* Podzol + 4.1541$ $* Anthrosol + 7.3375$ $* Veen - 0.00004 * GLG$ $* \%Zand$
bossen	$[(-10,704 * GLG/100 + (0,146 * klei\% +$ $1,217 * Dg - 2,818 * GHG/100) +$ $23,156)*10]* 1,187969925$
heide en struweel, Weinig of niet begroeide natuurgebieden, natte natuur	$13.8572 + 0.2006 * \%Klei - 0.0126$ $* GLG + 13.4339 * Veen + 4.2009$ $* Podzol - 3.5461 * Heide + 1.9306$ $* Ruigten en pioniersvegetatie$ $+ 2.1491 * Rietland$

Bron: Ottoy, Beckers et al. 2015; Ottoy, Elsen et al. 2016

De bekomen waarden uit deze formules zijn de potentiële totale voorraad in het gebied. Om deze om te zetten naar een jaarlijkse opslag gaan we ervan uit dat het verschil tussen de huidige en potentiële maximale opslag jaarlijks met 2,5% afneemt.

Tabel 19: inputdata voor formule

bodemtextuur	zand %	leem %	klei %
Z (X)	90	8	2
S	75	20	5
P	60	35	5
L	30	60	10
A (G)	5	85	10

E	35	35	30
U	15	35	50
V		35	30
Andere	45	41	13.8

Bron: Meersmans et al. 2008 en aanpassing VITO

Opmerking: voor textuurklassen van de bodemkaart die niet in deze lijst voorkomen kon geen waarde berekend worden, met uitzondering van textuurklasse G (stenig leem) die bij A gevoegd werd en textuurklasse X (duinen) die bij Z gevoegd werd (bron: NARA rapporten ecosysteemdiensten). Voor de overige textuurklassen (vaak combinatie) werd een gemiddelde genomen van de gekende klassen.

Tabel 20: monetaire waardering: kengetallenreeks voor externe kosten van broeikasgassen voor C-opslag in de periode 2010-2050.

Ref jaar (1)	euro/ton CO ₂ -eq.	euro/ton C (2)
2010	20	73
2020	60	220
2030	100	366
2040	160	586
2050	220	805

(1) Ref jaar = jaar van emissie of van opslag van broeikasgas (2) 1 ton C = 3.66 ton CO₂

Bron: op basis van De Nocker et al. 2010

→ Vertaling naar een indicator

Om de dienst te communiceren hanteren we 3 indicatoren waarvoor we de ecosysteemdiensten koolstofopslag in de bodem en koolstofopslag in biomassa optellen:

- De vermeden kosten voor maatregelen om koolstofemissies te mitigeren. Deze is gelijk aan de som van de gemiddelde monetaire waardering van de dienst koolstofopslag in de bodem en de dienst koolstofopslag in biomassa.
- De jaarlijkse koolstof uitstoot van een gemiddelde Vlaming: 3.55 ton/jaar
- De uitstoot aan koolstof van een gemiddelde autokm: 48 g/km (COPERT)

→ Een voorbeeld

Een weiland van 150 ha op een zandleembodem (textuur L) wordt ingericht als 50 ha beukenbos, 50 ha bloem- en soortenrijk grasland en 50 ha moeras. Het moeras zal uit ongeveer 25% riet bestaan. Het weiland was relatief droog en heeft een GHG van 102 cm en een GLG van 150 cm en werd bemest (1,5 ton C/ha.jaar). Als we naar de world reference base kijken is er geen Podzol aanwezig en 20% Anthrozol. Er is ook geen veengrond. We veronderstellen dat het bos droog blijft met dezelfde grondwaterstanden en dat het soortenrijk grasland iets vernat (GHG van 40 cm en een GLG van 90 cm).

Kwalitatieve waardering

Nog te maken

Kwantitatieve waardering

We beschikken niet over bodemstalen. We berekenen daarom op basis van de formules (Tabel 19) de potentiële koolstofvoorraad onder het huidige landgebruik. Deze is berekend met de formule voor weiland (zie formule weiland hieronder). We veronderstellen dat het huidige gebied in evenwicht is en dat de huidige voorraad dan ook gelijk is aan de berekende maximale koolstofvoorraad (19.361 ton koolstof).

Huidig gebied:

Berekening potentiële voorraad weiland (bodemtextuur L, GHG/GLG 102/150):

$$(8,6475 + 0,0290 * 30 - 0,0041 * 150 + 2,2362 * 1,5 + 0,9863 * 0 + 4,1541 * 0,2 + 7,3375 * 0 - 0,00004 * 150 * 30) * 10 = 129 \text{ ton C/ha}$$

Met de formules berekenen we de potentiële voorraad onder het toekomstig landgebruik (zie formules grasland, bos en natte natuur).

Toekomstig landgebruik:

Berekening potentiële voorraad, grasland (bodemtextuur L, GHG/GLG 40/90 cm):

$$(8,6475 + 0,0290 * 30 - 0,0041 * 90 + 2,2362 * 0 + 0,9863 * 0 + 4,1541 * 0,2 + 7,3375 * 0 - 0,00004 * 90 * 30) * 10 = 98,71 \text{ ton C/ha}$$

Berekening potentiële voorraad bos (bodemtextuur L, GHG/GLG 102/150):

$$(15,0835 + 0,8 * 10 - 0,017 * 150 + 0,2341 * 0 - 6,0478 * 1 + 3,372 * 0 - 1,1636 * 0 + 1,9505 * 0 + 8,3097 * 0,2 + 40,2115 * 0 + 1,7264 * 0 - 2,8944 * 0 + 0,0007 * 10 * 102) * 10 = 168,61 \text{ ton C/ha}$$

Berekening potentiële voorraad moeras: $(13,8572 + 0,2006 * 10 - 0,0126 * 90 + 13,4339 * 0 + 4,2009 * 0 - 3,5461 * 0 + 1,9306 * 0 + 2,1491 * 0,25) * 10 = 152,66 \text{ ton C/ha}$

De jaarlijkse toename/afname in de koolstofvoorraad gebeurt bij benadering proportioneel (2.5%) ten opzichte van het resterend verschil tussen de te bereiken evenwichtstoestand en de huidige koolstofvoorraad.

In jaar 1 is dit verschil volgens de lage schatting: $(98,71 \text{ ton C/ha} - 129 \text{ ton C/ha}) * 2,5\% * 50 \text{ ha}$ (grasland) + $(168,61 \text{ ton C/ha} - 129 \text{ ton C/ha}) * 2,5\% * 50 \text{ ha}$ (bos) + $(152,66 \text{ ton C/ha} - 129 \text{ ton C/ha}) * 2,5\% * 50 \text{ ha}$ (moeras) = 41,23 ton C.

De omzetting van weiland naar natuurlijk grasland leidt tot een lagere koolstofopslag omwille van het wegvallen van de bemesting van het gebied.

Monetaire waardering

Op basis van blijkt dat de verandering in landgebruik een jaarlijkse baat heeft tussen 4.123€ (41,23ton C*100 €/ton C) en 15.090€ (41,23ton C * 366€/ton C).

Indicator

De vermeden kosten door C opslag zijn gemiddeld gelijk aan 9600 €/jaar

De koolstof die bijkomend wordt opgeslagen is gelijk aan de uitstoot van 12 Vlamingen (41,23/3,55) en 860.000 autokilometers (41,23 ton*1000000/48 g)

6.3.2. MONDIALE KLIMAATREGULATIE: KOOLSTOFOPSLAG IN BIOMASSA

→ Beschrijving

Planten nemen koolstof op uit het milieu en gebruiken die om biomassa op te bouwen. De koolstof wordt daardoor (tijdelijk) uit het milieu verwijderd. Alle natuurtypen nemen koolstof op, maar vooral bossen met een grote, langlevende biomassa zijn belangrijk voor de opname. Bij de andere natuurtypen is die opname van koolstof van meer tijdelijke aard, omdat de koolstof opnieuw in het milieu terechtkomt wanneer de planten vergaan. De koolstof die vastgelegd wordt in de biomassa van bossen kan niet meer bijdragen tot de opwarming van ons klimaat.

De methode voor koolstofopslag in biomassa hangt nauw samen met houtproductie en is uitgewerkt door de Universiteit Gent, Vakgroep Bos- en Waterbeheer, Labo Bos & Natuur (prof. Kris Verheyen).

Benodigde informatie:

- Aantal ha bos, opgesplitst per boomsoort
- Bodemtextuur, drainageklasse en profielontwikkeling van de bosbodem zijn terug te vinden in de infofiche op de bodemkaart van Vlaanderen (<https://dov.vlaanderen.be/dovweb/html/bodemloketten.html#bodemkaarten>).

→ **Kwalitatieve waardering**

De kwalitatieve score voor koolstofopslag is gelijk aan deze van houtproductie in hoofdstuk 5.3.1. De score geeft aan wat de geschiktheid is van een specifieke bodem voor een specifieke boomsoort. Hoe dit vertaald wordt naar m³ aanwas hangt af van het type boomsoort. Dit betekent dat de score en de m³ aanwas niet altijd in dezelfde verhouding liggen. Dit heeft ook gevolgen voor C-opslag in biomassa.

→ **Kwantitatieve waardering**

De kwantificering van de koolstofopslag in de levende biomassa gebeurt op basis van de maximale gemiddelde jaarlijkse aanwas van spilhout (I_v) zoals opgelijst bij de dienst houtproductie. Om de jaarlijkse koolstofopslag te berekenen wordt eerst de aanwas van takken en wortels geschat en opgeteld bij de spilhoutaanwas. Daarvoor gebruikt men de zogenaamde Biomassa-ExpansieFactoren (BEF). Daarna doet men een omrekening van de aanwas in m³ per ha per jaar naar koolstof (C) per ha per jaar d.m.v. de soortspecifieke koolstofdichtheid (uitgedrukt als ton C/m³) (densiteitsfactor * koolstofconversiefactor van 0,5). Dit leidt tot volgende formule (Vande Walle et al. 2005): C-sequestratie (ton C per ha per jaar) = $I_v * BEF * C\text{-dichtheid}$. De gebruikte formule is oorspronkelijk bedoeld om de koolstofvoorraden te bepalen en gaat ervan uit dat de biomassa-aanwas evenredig met de biomassa van de boomcompartimenten (stam, takken en wortels) gealloceerd wordt.

Tabel 21: gemiddelde dichtheid (ton/m³) en biomassaexpansiefactor(BEF) van de boomsoorten die onderscheiden worden in SIM4Tree (uittreksel)

Boomsoort	Densiteitsfactor (ton/m ³)	Biomassaexpansiefactor (BEF)
Amerikaanse eik	0,60	1,32
Berk	0,51	1,32
Beuk	0,56	1,34

Bron: Borremans et al. 2014

→ **Monetaire waardering**

Om de koolstofopslag monetair te waarderen, hanteren we kengetallen uit De Nocker et al. 2010. Deze getallen zijn gebaseerd op de methode van vermeden reductiekosten: als er meer koolstof wordt opgeslagen in natuurgebieden, kan men op andere plaatsen emissiereductiekosten

vermijden om de gegeven milieudoelstellingen te bereiken. Deze kengetallen zijn gebaseerd op de kosten van emissiereductiemaatregelen die nodig zijn om te garanderen dat de gemiddelde temperatuur op wereldvlak maximaal maar met 2°C stijgt ten opzichte van het pre-industriële niveau (1780). De cijfers zijn afgeleid van een meta-analyse van resultaten van verschillende klimaatmodelstudies (Kuik et al, 2009).

Een aandachtspunt is dat men continu nieuwe en duurdere maatregelen moet nemen om op een emissiepad te blijven dat consistent is met de 2°C-doelstelling. De marginale kosten stijgen in de tijd en gaan van 20 euro/ton CO₂-eq. in 2010 tot 220 euro/ton CO₂-eq in 2050 (zie Tabel 20)

→ Uitgangspunten

- Voor deze methode vertrekken we van de kwantificering van houtproductie. De belangrijkste soorten komen aan bod. Veiligheidshalve worden de cijfers voor gemengd loof- of naaldhout gebruikt als alternatief voor niet-aanwezige boomsoorten.

→ Te gebruiken cijfers

De cijfers uit bovenstaande paragrafen zijn net als voor houtproductie gecombineerd tot opzoektabelen te raadplegen op de website van de Natuurwaardeverkenner. Voor iedere combinatie van de bodemkernserie (een combinatie van bodemtextuur, drainageklasse en profielontwikkeling van de bodem), boomsoort en beheer kan een kwalitatieve score, kwantiteit en monetaire waarde afgeleid worden. In tegenstelling tot houtproductie hangt de waarde hier niet af van de hoeveelheid effectief geoogst hout.

Tabel 22: voor een specifieke bodem-kernserie te gebruiken voor kwalitatieve en kwantitatieve waardering C-opslag biomassa

Boomsoort	Nederlandse naam	Bodem-kernserie	Kwalitatief	Kwantiteit_C opslag lage bedrijfstijd (ton C/ha.jaar)	Kwantiteit C-opslag hoge BT (ton/ha.jaar)
2	beuk	AAx	2	0.7	0.5
2	beuk	Aba	10	1.4	0.8
2	beuk	AbB	10	1.4	0.8
2	beuk	Abc	8	1.2	0.7
2	beuk	Abp	10	1.4	0.8
2	beuk	Abx	10	1.4	0.8

De score geeft aan wat de geschiktheid is van een specifieke bodem voor een specifieke boomsoort. Hoe dit vertaald wordt naar m³ aanwas hangt af van het type boomsoort. Dit betekent dat de score en de m³ aanwas niet altijd in dezelfde verhouding liggen. Dit heeft ook gevolgen voor C-opslag in biomassa.

Tabel 23: monetaire waardering: kengetallenreeks voor externe kosten van broeikasgassen voor C-opslag in periode 2010-2050.

Ref jaar (1)	euro/ton CO ₂ -eq.	euro/ton C (2)
2010	20	73
2020	60	220
2030	100	366
2040	160	586
2050	220	805

(1) Ref jaar = jaar van emissie of van opslag van broeikasgas (2) 1 ton C = 3.66 ton CO₂

Bron: op basis van De Nocker et al. 2010

Voor tussenliggende jaren worden de kengetallen lineair geïnterpoleerd. Na 2050 geldt de waarde in 2050. We rekenen standaard in de webtool met een range van 100€ tot 366€.

→ Vertaling naar een indicator

Om de dienst te communiceren hanteren we 3 indicatoren waarvoor we de ecosysteemdiensten koolstofopslag in de bodem en koolstofopslag in biomassa optellen:

- De vermeden kosten voor maatregelen om koolstofemissies te mitigeren. Deze is gelijk aan de som van de gemiddelde monetaire waardering van de dienst koolstofopslag in de bodem en de dienst koolstofopslag in biomassa.
- De jaarlijkse koolstof uitstoot van een gemiddelde Vlaming: 3.55 ton/jaar
- De uitstoot aan koolstof van een gemiddelde autokm: 48 g/km (COPERT)

→ Een voorbeeld

Een gebied van 50 ha bestaat in zijn huidige vorm uit 25 ha weiland, 20 ha akkerland en 5 ha heide. Men wil van dit gebied een gevarieerd natuurgebied maken met bos (25 ha), natuurlijk grasland (20 ha) en heide (5 ha). Dit bos zal hoofdzakelijk bestaan uit beuk en wordt publiek beheerd. De bodem bestaat uit leem (A), die sterk gedraineerd is (drainageklasse b) en een profiel met textuur B horizont (uitgeloopte bodem) (profielontwikkeling a).

Kwalitatieve waardering

Net als voor houtproductie heeft het huidige gebied geen bos en krijgt dit score 1 op 10. Het bos in het toekomstig gebied is een combinatie van beuk met bodemkernserie Aba. Dit resulteert in een score van 10 voor het bosgebied of $(25 * 10 + 20 * 1 + 5 * 1) / 50 = 5.5$ op 10 voor het hele gebied (zie tabel 22).

Kwantitatieve waardering

De kwantitatieve waardering van beuk met de bodemkernserie Aba maakt een jaarlijkse koolstofopslag in biomassa van 0,8 ton C per ha per jaar (zie tabel 22, publiek beheerd) of 20 ton C

per jaar in totaal. Dit kan ook manueel berekend worden door de jaarlijkse aanwas stamhout van 2,3 m³/ha.jaar() te vermenigvuldigen met 0.37(BEF x C-dichtheid (densiteit *0,5) voor beuk=1,34*0,56*0,5) (zie tabel 22).

Monetaire waardering

In totaal brengt de wijziging in landgebruik een extra waarde met zich mee van 2.000€/jaar (20 ton C/jaar x 100 €/ton C) tot 7.320 €/jaar (20 ton C/jaar x 366€/ton C).

6.3.3. LOKALE EN REGIONALE KLIMAATREGULATIE

→ **Beschrijving**

Bij landgebruiksplanning in het algemeen en stadsplanning in het bijzonder zal men in de toekomst meer en meer rekening moeten houden met de adaptatie aan klimaatverandering en stedelijke hitte-eilandeffecten (de gemiddelde achtergrondtemperatuur in stedelijke gebieden is vaak 0,5 tot 1,5°C hoger dan in nabijgelegen landelijke gebieden). Groene infrastructuur heeft een belangrijk potentieel door de positieve microklimaat-effecten, enerzijds als bron van koeling in dichtbevolkte steden op warme (zomer)dagen en anderzijds met een mogelijke vermindering van warmteverliezen op koude (winter)dagen (Akbari et al. 2001; EPA 1992; Methay et al. 2011; Shashua-Bar & Hoffmann 2000).

Vegetatie in stedelijke context kan het microklimaat aanzienlijk verbeteren dankzij 3 mechanismen: (1) het beperken van invallende zonnestraling op warme (zomer) dagen; (2) door evapotranspiratie van de vegetatie: de verdamping vergt energie en leidt tot lagere zomertemperaturen; (3) door te fungeren als windstopper, waardoor er op koude (winter)dagen minder warmteverliezen zijn. Door de impact op de ventilatie in stedelijke omgeving kan, in specifieke gevallen de luchtkwaliteit lokaal verslechteren (in street-canyons)(De Maerschallck et al. 2011).

Recent empirisch onderzoek over Nederlandse steden toont aan dat meer vegetatie in de stad het “stedelijk hitte- eilandeffect” kan afremmen (Steenefeld et al. 2011; De Ridder et al. 2015).

Deze ecosysteemdienst is opgenomen in de tool voor de stedelijke context .

6.3.4. WATERKWALITEIT: DENITRIFICATIE

→ **Beschrijving**

Biologische denitrificatie is het proces waarbij nitraat (NO₃⁻) wordt omgezet in stikstof (N). Hierdoor komt minder nitraat in grond- en oppervlaktewater terecht waardoor minder eutrofiëring² plaats vindt. Biologische denitrificatie vindt plaats in de meeste ecosystemen. Denitrificatie gebeurt in slecht gedraineerde bodems van bossen, graslanden en landbouwgronden, in gedeeltelijk tot volledig waterverzadigde bodems, in kwelgebieden en oeverzones, in sedimenten van rivieren,

² Eutrofiëring is een sterke toename van voedingsstoffen in water waardoor een sterke groei en vermeerdering van bepaalde soorten optreedt, waarbij de soortenrijkheid of biodiversiteit meestal sterk afneemt.

meren en estuaria enz. De mechanismen die eraan ten grondslag liggen, kunnen verschillend zijn, waardoor berekeningsmethodes verschillen.

Deze ecosysteemdienst draagt bij aan een betere waterkwaliteit.

Momenteel wordt bekeken of de methode van ECOPLAN kan vertaald worden naar de Natuurwaardeverkenner.

→ **Monetaire waardering**

Voor de dienst denitrificatie wordt de methode van de vermeden reductiekosten gebruikt. De kengetallen zijn gebaseerd op de kosten die verschillende sectoren (huishoudens, industrie, landbouw) moeten maken om de doelstelling rond eutrofiëring in zoetwaters en mariene waters te beperken in het kader van de uitvoering van de Europese kaderrichtlijn water. Het bouwt voort op berekeningen van het MKM water voor Vlaanderen (Broekx et al. 2008). Hierbij werden maatregelen beschouwd voor zowel industrie, huishoudens als landbouw. De kosten en effecten van deze maatregelen werden ingezameld in diverse voorbereidende studies. Met het MKM Water kunnen op een kwantitatieve wijze rangordes opgesteld worden tussen maatregelen in functie van hun kosteneffectiviteit (€/kg reductie). De kost van de laatste (duurste) maatregelen die weerhouden zijn in de goedgekeurde maatregelenprogramma's van 2009 vormen een benadering van hoeveel de maatschappij wil betalen voor een verdere reductie van stikstof en geeft een schatting van de waarde van deze ecosysteemdienst.

Voor stikstof is deze marginale reductiekost 74 €/kg N. Dit is een hoge waarde in vergelijking met de internationale literatuur. We gebruiken daarom deze waarde als hoge waarde. Als lage waarde gebruiken we een gemiddelde van de laagste waardes uit recente literatuur (samengevat in Liekens et al. 2012a) van 5 €/kg N (marginale reductiekost). We wijzen er wel op dat de hoge waarde in Vlaanderen meer waarschijnlijk is dan de lage waarde.

→ **Uitgangspunten**

→ **Te gebruiken cijfers**

Kwalitatieve waardering
Kwantitatieve waardering

Monetaire waardering

Voor stikstof ligt de marginale reductiekost tussen 5€/kg N en 74€/kg N.

→ **Vertaling naar een indicator**

→ **Een voorbeeld**

6.3.5. WATERKWALITEIT: VERMEDEN UITSPOELING VAN NUTRIËNTEN NAAR WATER

→ Beschrijving

Net zoals er in levende biomassa een zekere fractie aan nutriënten aanwezig is, is deze fractie ook aanwezig in de strooisellaag en in de bodem. De nutriënten zijn gebonden aan het organisch materiaal. Hoewel deze nutriënten deel zijn van een cyclus van mineralisatie en immobilisatie blijft de hoeveelheid ervan onder ongewijzigde omstandigheden vrij constant. Bij een toename van de koolstofvoorraad zullen er bijkomend nutriënten worden geïmmobiliseerd. De toename van deze nutriëntenopslag door bijvoorbeeld vernatting kunnen we niet beschouwen als een vermeden uitspoeling naar water aangezien de nutriënten veelal van natuurlijke oorsprong zijn (nutriëntenkringloop uit biomassa) en vrijwel niet lekken naar grondwater.

Dit proces is een onderdeel van de ondersteunende dienst “bodenvorming”, die van belang kan zijn voor de landbouwproductie.

Een daling van de N en P-voorraad ten gevolge van verdroging en/of landgebruiksconversie kan in bepaalde gevallen beschouwd worden al een negatieve baat indien uitspoeling naar grondwater plaatsvindt. Bij mineralisatie zal de stikstof vrijkomen onder de vorm van ammonium en vervolgens genitrificeerd worden. Een verlaging van de grondwatertafel zal dus zorgen voor een vrijstelling die gerelateerd kan worden aan een bijkomende mineralisatie door wijzigingen in de koolstofvoorraad. Ammonium bindt sterk aan kleideeltjes en zal weinig lekken naar het grondwater als er voldoende capaciteit voor kationenabsorptiecomplex is (kleigehalte). Bacteriën zullen vervolgens het ammonium nitrificeren. Nitraat is zeer mobiel in de bodem. Een deel zal opgenomen worden door vegetatie, maar als de nitraatgift de behoeften van de vegetatie overschrijdt zal het nitraat weglekken naar het grondwater. Indien er weinig klei en leem in de bodem aanwezig is kan ook ammonium weglekken naar het grondwater. Bij voldoende waterverzadiging (anaërobe omstandigheden) zal het gevormde nitraat verder denitrificeren en als stikstofgas verdwijnen uit de bodem. Hier bestaat geen eenvoudige formule om dit proces te kwantificeren. Het is daarom niet opgenomen in de Natuurwaardeverkenner.

In landbouwgrond overschrijdt de nitraatgift vaak de behoefte van de planten en zal er een uitspoeling zijn van stikstof naar grondwater of oppervlaktewater. Als landbouwgrond wordt omgezet naar natuur wordt er dus uitspoeling vermeden. Dit kan wel meegenomen worden als een baat.

Bij overstromingen komt water waarin N en P gebonden is aan organisch materiaal terecht in het overstromingsgebied. Een deel van het organisch materiaal sedimenteert. Hierdoor worden ook stikstof en fosfor begraven en verwijderd uit het water. Dit leidt tot een betere waterkwaliteit (Cox et al. 2004).

→ Kwalitatieve waardering

De stikstof gebonden in organisch materiaal is gerelateerd aan de koolstofopslag in de bodem. De C/N verhouding in de bodem wordt o.a. bepaald door de aard van het strooisel op de bodem. De input van groen materiaal (bladeren) naar de strooisellaag geeft aanleiding tot een lage C/N-

verhouding. De input van houtig materiaal (schors, stengels) geeft aanleiding tot een hoge C/N-verhouding. De aanwezigheid van stikstoffixerende vegetatie zal de C/N-verhouding verlagen. Vlinderbloemigen zoals klaver en brem zijn in staat om stikstof te fixeren uit de lucht.

Voor de handleiding nemen we C/N-verhoudingen aan voor algemene vegetatietypes en voor de totale hoeveelheid organische stof tot op 1 meter diepte. In de praktijk kan de C/N-verhouding sterk afhankelijk zijn van specifieke lokale omstandigheden omdat ze beïnvloed wordt door specifieke vegetatie (aard van de strooiselproductie), beheer, waterhuishouding, externe nitraataanvoer (grondwater, depositie), bodemzuurtegraad en bodemtextuur.

De kwalitatieve score is gebaseerd op berekeningen binnen het onderzoeksproject ECOPLAN waarbij de berekende waarden voor Vlaanderen proportioneel werden verdeeld in 10 klassen.

Tabel 24: kwalitatieve waardering N-opslag in bodem op basis van kwantitatieve waardering

Score	kgN/ha.j
1	0
2	>0- 4500
3	>45000 - 9000
4	>9000-13500
5	>13500 -18000
6	>18000 - 22500
7	>22500 -27000
8	>27000-31500
9	>31500-36000
10	>36000

→ **Kwantitatieve waardering**

Hier wordt nog bekeken op welke wijze we de methode binnen ECOPLAN kunnen vertalen.

→ **Monetaire waardering**

Aangezien deze dienst in de meeste ecosystemen een ondersteunende dienst is wordt deze niet monetair gewaardeerd. Echter wanneer er een afname van koolstof en daarmee gepaard een afname van stikstof en fosfor in de bodem plaatsvindt, kan deze beschouwd worden als een 'negatieve baat' en kan deze wel gemonetariseerd worden. Ook de vermeden uitspoeling van stikstof bij omzetting van landbouw naar natuur kan monetair gewaardeerd worden.

De begraving van stikstof en fosfor in intergetijdengebieden wordt wel monetair gewaardeerd omdat dit een rechtstreeks effect heeft op de waterkwaliteit van de waterloop.

Voor de monetaire waarde van stikstof- en fosforverwijdering baseren we ons op de marginale reductiekost. Deze bepalen we op basis van het Milieukostenmodel Water (Broekx et al. 2008). Het MKM Water is een instrument dat toelaat om te bepalen hoe milieudoelstellingen op een

kostenefficiënte manier kunnen gehaald worden. Hierbij werden maatregelen beschouwd voor zowel industrie, huishoudens als landbouw. De kosten en effecten van deze maatregelen werden ingezameld in diverse voorbereidende studies. Met het MKM Water kunnen op een kwantitatieve wijze rangordes opgesteld worden tussen maatregelen in functie van hun kosteneffectiviteit (€/kg reductie).

Voor stikstof is deze marginale reductiekost 74 €/kg N en voor fosfor 800€/kg P. Dit zijn hoge waarden in vergelijking met de internationale literatuur. We gebruiken daarom deze waarden als bovengrens. Als ondergrens gebruiken we een gemiddelde van de laagste waardes uit recente literatuur namelijk 5 €/kg N en 80€/kg P (marginale reductiekost).

→ **Uitgangspunten**

→ **Te gebruiken cijfers**

Voor het berekenen van de totale jaarlijkse N opslag kan voor alle landgebruikstypes behalve landbouw de N-opslag en de P-opslag berekend worden op basis van de verhouding C/N/P.

tabel 25 met algemene C/N waarden voor organische stof in bodems per vegetatietype

Vegetatietype	Onder- en bovengrens	Centrale waarde
akker en weiland*	8-12	10
bloem- en soortenrijk grasland	10-14	12
loofbossen	15-25	20
gemengde bossen	20-25	22
naaldbosses	25-30	27
heide en vennen	25-35	30
rietmoerassen	25-35	30
moerassen (zeggen, ruigten)	15-25	20
eutrofe moerasbossen	15-20	17
mesotrofe moerasbossen	20-25	22
oligotrofe moerasbossen	25-30	27
veenmoerassen	25-35	30

(* voor akker en cultuurgrasland dient een extra corrigerende factor in rekening te worden gebracht voor N/P input via bemesting)

Indien wordt verondersteld dat de maximale koolstofopslag zoals berekend door Meersmans et al. (2008) bereikt wordt na 100 jaar, kan men theoretisch veronderstellen dat jaarlijks 2,5% van het verschil tussen huidige voorraad en maximale C-opslag wordt opgeslagen. Op basis van de C/N-ratio wordt de jaarlijkse stikstofopslag berekend. Deze wordt berekend op basis van het verschil in koolstofopslag tussen toekomstig en huidig landgebruik en de C/N ratio van het toekomstig landgebruik indien er een bijkomende koolstofopslag is. Indien er een verlies aan C op wordt de C/N ratio van het huidige landgebruik gebruikt. De fosforopslag wordt berekend als 1/15 van de stikstofopslag.

Als een landbouwgebied naar een niet-bemest natuurgebied wordt omgezet, kan men bijkomend de stikstofuitspoeling beschouwen als een vermeden uitspoeling naar het water en deze beschouwen als onderdeel van de regulerende dienst waterkwaliteit.

Intergetijdengebieden: 148-250 kg N/ha en 4 tot 56 kg P/ha

Voor stikstof is de marginale reductiekost 5 € - tot 74 €/kg N en voor fosfor 80 € tot 800 €/kg P.

→ **Een voorbeeld**

6.3.6. BESTUIVING EN ZAADVERSPREIDING

→ Beschrijving

Door te zorgen voor bestuiving leveren insecten – voornamelijk honingbijen en hommels – essentiële ecosystemediensten bij de teelt van hard en zacht fruit (zoals appels, peren, kersen, aardbeien), kasgroenten (bijvoorbeeld tomaten, aubergine, paprika) en bij de zaadteelt (bijvoorbeeld kool, sla, peen, ui). Ecosystemen kunnen belangrijk zijn voor bestuiving door de aanwezigheid van habitats die geschikt zijn voor bestuivende insecten. Typische monocultuur gewassen zijn afzonderlijk onvoldoende geschikt voor het instandhouden van bestuiving. Het probleem bij monocultuur gewassen (en ook bijv. fruitteelt) is de massale, doch vaak zeer tijdelijke beschikbaarheid van nectar en pollen voor bestuivende insecten. Nabijheid van natuurlijke habitats met een voldoende diversiteit aan vegetatie kan hiervoor een oplossing bieden.

Op basis van de bestaande informatie kunnen we geen goed onderbouwde kengetallen opstellen voor de kwantitatieve en monetaire beoordeling van specifieke projecten. Wel kan een kwalitatieve analyse gemaakt worden van de dienst bestuiving. Analyses tonen wel het potentieel belang aan van bestuiving voor de fruit- en groententeelt in Vlaanderen. Deze baat is nauw verweven met landbouwproductie.

Benodigde informatie:

- Aantal ha laag, midden en hoog bestuivingbehoevende gewassen in een straal van 1 km rond het gebied (zie Tabel 26) (www.vlm.be)
- Aantal ha laag, midden en hoog insectengesikte habitats binnen het studiegebied (zie Tabel 27 of Tabel 28)

→ Kwalitatieve waardering

Het aanbod aan de ecosystemedienst “bestuiving” wordt bepaald door de aanwezigheid van habitats die geschikt zijn voor bestuivende insecten. De vraag door de aanwezigheid van bestuivingbehoevende gewassen. De relatie tussen vraag en aanbod is bij de ecosystemedienst “bestuiving” ambigu. De bestuivende insecten zijn immers ook gedeeltelijk afhankelijk van de gewassen die ze bestuiven. Aanbod en vraag zijn dus verweven.

De kwalitatieve waardering is daarom gebaseerd op de geschiktheid van het ecosysteem voor het herbergen van insecten en de aanwezigheid van bestuivingbehoevende gewassen.

Om de geschiktheid van het ecosysteem voor insecten te bepalen zijn verschillende pogingen ondernomen om scores te geven op basis van het potentieel voorkomen van bestuivers. Hoe groter de diversiteit/abundantie, hoe hoger de score. Burkhard et al. (2009) gebruikte een score van 0 tot 5 en ook in Broekx et al. 2013 werd een gelijkaardige methode gebruikt.

Volgens fiche ‘pollinatie’ van NARA 2014 heeft een dergelijke benadering enkele tekortkomingen:

- niet alle bestuivers hebben natuureservaten nodig om goed te gedijen. Soms volstaat reeds een gaatje in een bakstenen muur.
- Ze worden in de regel beïnvloed op een fijne schaal van landschap: een stukje berm of holle boom kan al genoeg zijn.

- De potentiële bestuivers voor verschillende landbouwgewassen kunnen sterk verschillen en specifiek zijn, waardoor een landgebruiksklasse met een groot aantal bestuivers niet noodzakelijk ook een groot aanbod voor de ecosysteemdienst levert.

NARA gebruikt een vereenvoudigde score: geschikt of niet. In de Natuurwaardeverkenner wordt deze vereenvoudigde score overgenomen, enerzijds omwille van bovenstaande redenen, anderzijds vanuit het gebruikersgemak van de tool.

Voor het toekennen van de landgebruiksklassen werd met de volgende aspecten rekening gehouden voor de toekenning van de scores:

- Meer open habitats (heide, natuurgraslanden, ruigtes), bloemrijke vegetatie (bijv. heide, robinia, ...) zijn geschikt (score 5) – voedselrijke ecosystemen en verharde oppervlakten zijn niet geschikt (score 1)
- Aanwezigheid van zomen, bermen, kleinschalige landschapselementen, laag en hoog groen in de stad, zijn daarentegen wel potentieel geschikte nestplaatsen (score 5).

Daarnaast wordt gekeken naar de afstand van het ecosysteem tot bestuivingbehoevende gewassen. Insecten bestuiven gewassen maar binnen een bepaalde afstand van hun woonplaats. Deze afstand is van verschillende factoren afhankelijk. Omdat hier weinig gegevens over bekend zijn gebruiken we een studie van Dewenter & Tscharnkte, 1999 die vonden dat het effect van bestuivende insecten op gele mosterd verwaarloosbaar wordt op een afstand van 1000 m. Ricketts et al. 2008 vonden voor alle bestuivers op 2 km nog een kans van 35% dat de gewassen worden bereikt.

De bestuivingbehoefte van de landbouwteelten werd beoordeeld. De teelten die geen behoefte hebben aan bestuiving krijgen score 1.

De combinatie van de geschiktheid voor insecten en de bestuivingbehoefte van de landbouwteelten binnen een straal van 1 km geeft de score voor de kwalitatieve waardering.

→ **Uitgangspunten**

- We beschouwen een afstand-effectsrelatie van 1 km
- Bestuiving voor zaadproductie werd niet meegenomen in de analyse omdat het zeer gevals specifiek is.

→ Te gebruiken cijfers

Tabel 26: score bestuivingbehoevende gewassen in een straal van 1 km rond het gebied (uitgebreide score)

	teeltcodes	Omschrijving	Score bestuiving behoefte*
Lage bestuivingbehoefte	701, 702	Grasklaver	2
	745	Mengsel van gras en vlinderbloemigen	2
	411, 44	Oliehoudende zaden behalve zomerkool- en raapzaad	2
	9521	Sierplanten in volle grond	2
	721	Eenjarige klaver	2
	9201	Hazelnoten	2
Gemiddelde bestuivingbehoefte	931, 932, 51, 52	Erwten en bonen	3
	83	Andere Vlinderbloemigen (luminosen) behalve eenjarige klaver	3
	412	Zomerkool- en raapzaad	3
	9516	Aardbeien	3
Hoge bestuivingbehoefte	972	Eenjarige Fruitteelten behalve aardbeien	4
	42	Zonnebloempitten	4
	973	Meerjarige fruitteelten (groenbedekker)	4
Zeer hoge bestuivingbehoefte	971, 974	Meerjarige fruitteelten	5
	9541	Courgettes/pompoenen	5

*overige gewassen krijgen score 1

Tabel 27: score geschiktheid ecosystemen voor insecten (eenvoudige score)

Landgebruiksklasse	Score geschiktheid*
Bossen, Bloemen- en soortenrijke graslanden en ruigten, heide en struweel, natte natuur, kleine landschapselementen,	5
Stedelijk landgebruik, weiland, akker, rivieren en stilstaande wateren, Niet of weinig begroeid gebied	1

Tabel 28: score geschiktheid ecosystemen voor insecten (uitgebreide score)

Habitattypes	Score geschiktheid*
Zeer hoge geschiktheid voor insecten (kalkrijk duingrasland, droge heide met bosbes (cv), k(cg), kt (cg), bremstruweel en gaspeldoornstruweel, boomgaard, holle wegen, boom- of bloemkwekerij)	5
Hoge geschiktheid voor insecten (doornstruweel; beukenbos met hyacinth, of witte veldbies, bermen, perceelsranden met graslandvegetatie, haag, bomenrij, houtkant)	4
Gemiddelde geschiktheid voor insecten (struweel op kalkhoudende bodem (sk), elzenbos met zeggen (vm), gagelstruweel)	3
Lage geschiktheid voor insecten (droog zuur duingrasland (had), dopheidevegetatie, struikheidevegetatie, gedegradeerd bochtige smele (cd, ce, cg) of bermen, perceelsranden of taluds met deze vegetatie, andere vallei-, moeras- en veenbossen; eiken-haagbeukenbos met wilde hyacinth (qe); eikenbos met witte veldbies (ql), andere beukenbossen, parken, vochtige grasland en ruigte (hc, hfc, hft) zure borstelgrasvegetatie (hn), verruigd grasland(hr), pioniervegetaties en soortenrijke ruigten (ku), weilandcomplex met veel sloten en/of reliëf; verruigd weiland)	2

*overige habitats krijgen score 1

Om de totale score op 10 te bekomen moet u de score voor geschiktheid (Tabel 27) optellen bij de score voor bestuivingbehoefte gewassen (Tabel 26).

→ Vertaling naar een indicator

De indicator is het aantal ha gewas dat afhankelijk is van bestuiving.

→ Een voorbeeld

We veronderstellen een natuurinrichtingsproject waarbij een weiland van 150 ha wordt ingericht als 50 ha bos, 50 ha natuurlijk grasland en 50 ha moeras met poeltjes. In een straal van 1 km rond het gebied ligt 250 ha akkerland waarvan 100 ha koolzaad en 150 ha luminosen. Overige is weiland, bos en bebouwing (500 ha).

Score 1: bestuivingsbehoefte is gelijk aan 1,7 $((100 * 3 + 150 * 3 + 500 * 1) / 750)$ (Tabel 26)

Score 2: habitatgeschiktheid is gelijk aan 1 voor het huidige scenario en gelijk aan 5 voor het toekomstig scenario (Tabel 27).

Kwalitatieve score voor huidige scenario = 2,7 en voor het toekomstige scenario 6,7

Er is in totaal 250 ha akkerland afhankelijk van bestuiving.

6.3.7. KRAAMKAMERS

→ Beschrijving

Kraamkamers zijn natuurlijke locaties waar jonge vissen kunnen opgroeien. Het zijn vaak ondiepe waters waar een rijke plantengroei aanwezig is en waar de vissen zich kunnen beschermen tegen de stroming en tegen predatoren. Typische kraamkamers vindt men langs glijoevers van meanderende rivieren, in ondiepe waterplassen in polders en moerasgebieden, in overstromingsgebieden, in kalme zijtakken van rivieren zoals een afgesneden meander of zijgrachten, etc. Kraamkamers zorgen voor een verhoging van de biodiversiteit doordat natuurlijke prooi-predator relaties in stand gehouden worden en de voortplantingsmogelijkheden voor vissen worden verbeterd. Het verbeteren van de paai- en kraamkamerfunctie van openbare waterlopen samen met andere maatregelen ter bestendiging van de visbestanden zou op termijn eventueel kunnen leiden tot een heropleving van de commerciële riviervisserij in Vlaanderen. Hieromtrent wordt momenteel echter nog weinig onderzoek gedaan.

Daarnaast kan een verbetering en toename van het aantal paaiplaatsen leiden tot de heropbouw van vispopulaties in kanalen en vijvers zodanig dat visuitzettingen voor de sportvisserij niet meer nodig zijn (Jacobs et al. 2010).

Voor deze dienst zijn geen methoden beschikbaar om kwantitatief en monetair te waarderen.

6.3.8. NATUURLIJKE PLAAG- EN ZIEKTEBESTRIJDING

→ Beschrijving

Sinds de jaren zeventig van de vorige eeuw wordt in het streven naar een schone en duurzame landbouw naar alternatieven gezocht voor de rigoureuze chemische bestrijdingsmiddelen. Naast verfijning van de chemische middelen (minder breedwerkend, minder persistentie en zorgvuldige toepassing), is ook biologische plaagbestrijding een alternatief. Daarbij wordt ter bestrijding van de schadelijke organismen gebruik gemaakt van natuurlijke vijanden. Om de natuur als plaagbestrijder in de landbouw te laten werken, moet de mens voor goede randvoorwaarden zorgen. De natuurlijke vijanden van de plaagsoorten moeten in de omgeving van het te beschermen gewas kunnen overleven. Ze moeten er kunnen verblijven, zich voortplanten en overwinteren en er moet het hele jaar door voldoende voedsel zijn.

Het in beeld brengen van de economische betekenis van biologische plaagbestrijding kan op verschillende manieren. Het meest voor de hand liggend is na te gaan wat het verschil in productie-opbrengst is wanneer plagen chemisch dan wel biologisch worden bestreden. Daarbij moet vanzelfsprekend ook gekeken worden naar het verschil in kosten tussen de twee methoden, niet alleen voor de boer, maar ook voor de omgeving (kosten van grondwatervervuiling etc.) (uit: Melman en van der Heide, 2011). Deze baat is nauw verweven met landbouwproductie.

HOOFDSTUK 7. CULTURELE DIENSTEN

Culturele diensten zijn de immateriële geneugten die mensen putten uit ecosystemen door geestelijke verrijking, cognitieve ontwikkeling, recreatie en esthetische beleving. Groene ruimte heeft voor mensen een belangrijke waarde: mensen kunnen genieten van het uitzicht, ze kunnen er in recreëren, mensen linken hun identiteit (sense of place) aan een landschap en komen tot rust. Daarnaast hechten mensen ook een waarde aan groene ruimte omdat het open ruimte en natuurwaarden vrijwaart voor zichzelf en voor anderen, voor de toekomstige generaties en omdat het een habitat biedt voor verschillende plant- en diersoorten (niet-gebruikswaarde).

Alle culturele diensten kunnen gezamenlijk gewaardeerd worden via uitgedrukte voorkeuren of apart dienst per dienst conform de producerende en regulerende diensten.

7.1. CULTURELE DIENSTEN GEWAARDEERD VIA UITGEDRUKTE VOORKEUREN

→ Beschrijving

Culturele diensten kunnen gewaardeerd worden op basis van de uitgedrukte voorkeursmethode. Deze methode vraagt naar de betalingsbereidheid (BTB) van mensen, met andere woorden wat mensen in geldtermen uitgedrukt willen opgeven om natuur te verkrijgen. Mensen drukken een betalingsbereidheid uit om verschillende redenen, zowel om natuur te gebruiken voor bijvoorbeeld recreatie als wegens het loutere bestaan ervan (niet-gebruikswaarde). Deze waarde is sterk afhankelijk van de kenmerken van het gebied zelf, maar ook van de afstand van het gebied tot de woonplaats, de hoeveelheid natuur die iemand in zijn omgeving al heeft, het inkomen waarover het huishouden beschikt en andere kenmerken van de huishoudens.

Voor verschillende typen projecten werden voorkeuren bevraagd en dit heeft geleid tot verschillende functies, die elk afzonderlijk kunnen gebruikt worden voor een project waar dit het meest bij aansluit. De functies zijn niet onderling niet combineerbaar, maar wel optelbaar met de resultaten van de producerende en regulerende diensten.

→ Achtergrond en verschil met vorige versie van Natuurwaardeverkenner

De waarderingsfunctie (Liekens et al. 2010) beschreven in de eerste versie van deze handleiding riep nog heel wat vragen op bij het gebruik zoals:

- Hoe robuust is deze functie? Hoe stabiel zijn de resultaten in de tijd?
- Hoe gaan we om met het feit dat het kappen van naaldbos voor de aanplant van heide of loofbos in deze functie een negatief effect heeft op de culturele diensten?
- Leidt het optellen van de totale culturele waarde bij de resultaten van de regulerende diensten tot dubbeltellingen of niet?

Om aan deze onduidelijkheden tegemoet te komen werd beslist om enkele bijkomende bevestigingen te doen voor specifieke gebieden.

De resultaten van de bijkomende bevestigingen bevestigen de robuustheid van de functie maar hebben ook geleid tot een aantal aanpassingen in de toepassing ervan.

De stabiliteit doorheen de tijd werd getest door dezelfde mensen een jaar later nog eens dezelfde bevestiging voor te leggen. Uit de analyse van de resultaten blijkt dat de parameters dezelfde grootteorde hebben en dat de betalingsbereidheid binnen dezelfde betrouwbaarheidsintervallen valt. We gebruiken deze om een lage en hoge schatting te bepalen (Schaafsma et al. 2014).

Bos werd in de eerste bevestiging uit 2009 hoger gewaardeerd dan heide. In de bevestiging werd het type bossen echter niet gespecificeerd. In de praktijk wordt in veel projecten naaldbos omgezet naar meer waardevolle natuur zoals inheems loofbos of heidegebied. Volgens de eerste versie van de Natuurwaardeverkenner zou er geen betalingsbereidheid zijn voor deze wijziging of zelfs een negatief effect zijn in geval van omzetting naar heide. Uit verschillende bevestigingen die specifiek ingaan op de omvorming van naaldbos naar loofbos of heide blijkt dat er wel degelijk een positieve betalingsbereidheid is voor de omzetting van een weinig ecologisch waardevol naaldbos naar een loofbos of een heidegebied. Andere omzettingen van naaldbos gebeuren in de praktijk zelden. Daarom wordt voor deze verandering in landgebruik een aparte functie opgenomen in de handleiding. De oorspronkelijke functie wordt voor deze situatie niet meer gebruikt.

Er was onduidelijkheid over wat betalingsbereidheid voor nieuwe natuur juist omvat. Meten we hier de totale economische waarde van een omzetting van landgebruik of enkel de culturele diensten? Bij de nieuwe bevestigingen werd een vraag toegevoegd waarbij gepeild werd welke elementen meespeelden in de keuze om een waarde te geven. Een kwart van de respondenten gaf aan ook rekening te houden met de regulerende diensten. Voor sommige respondenten is er dus een overlap met de andere ecosysteemdiensten, maar we kunnen niet inschatten hoe groot deze overlap is. Voor de overgrote meerderheid van de respondenten niet. Verder was de vraagstelling in de bevestiging gericht naar belevingswaarde en niet-gebruikswaarde (niet toegankelijk zijn van een gebied). Daarom werd in overleg met verschillende experts beslist dat de functies voor betalingsbereidheid enkel gebruikt worden om de totale waarde van de culturele diensten te berekenen, en niet de totale economische waarde.

Tot slot werden in 2008 en 2011 ook bevestigingen uitgevoerd specifiek voor verbeteringen aan waterlopen. Ook hiervoor is bijkomend een waarderingsfunctie opgenomen.

7.1.1. FUNCTIE 1: AANLEG NIEUWE NATUUR OF VERDWIJNEN VAN NATUUR**→ Beschrijving**

De waarde van deze functie geeft een schatting van de waarde voor de culturele diensten van een omzetting van een landbouwecosysteem naar een natuurecosysteem. De functie kan bij benadering ook gebruikt worden voor het verdwijnen van natuur ten voordele van infrastructuur, maar dit geeft een onderschatting van de waarde, omdat enerzijds het verdwijnen van iets bekends klassiek als meer ingrijpend wordt ervaren, en anderzijds het bijkomende verlies aan belevings- en overdrachtswaarde van landbouw naar stedelijk landgebruik niet is meegerekend.

Functie 1 kan ook gebruikt worden om veranderingen in landgebruik die niet in een andere functie worden aangeboden te waarderen binnen een natuurgebied bijv. heide naar grasland, heide naar bos... .

Benodigde inputgegevens:

- % van de verschillende ecosystemen in het gebied
- soortenrijkdom: hoog indien het gebied een gezond ecosysteem is en/of het zeldzame soorten in Vlaanderen (rode lijstsoorten) bevat. Indien geen van deze beide voorwaarden geldt, geeft u 0 aan. Indien aan één van beide voorwaarden is voldaan voor het hele gebied, geeft u 1 in. Indien dit slechts geldt voor een gedeelte van het gebied geeft u aan voor welk percentage (oppervlakte) van het gebied dit geldt. Het percentage geeft geen schatting van de graad van biodiversiteit weer. Bij een bestaand gebied kan u eventueel de Biologische WaarderingsKaart (BWK) raadplegen (code w, wz of z of overlay met belangrijke fauna is een indicatie van hoge soortenrijkdom).
- Aanwezigheid van wandel- en fietspaden: geef aan of het gebied toegankelijk is/zal zijn via bewegwijzerde paden (wandel, fiets, ruiter). Indien slechts een deel van het gebied toegankelijk is via bewegwijzerde paden, geef dan aan welk percentage van de oppervlakte.
- Aangrenzende omgeving: met aangrenzende omgeving bedoelen we het landgebruik waaraan het te ontwikkelen natuurgebied grenst. Indien één van de mogelijke types sterk overheerst, vul daar dan 100% in en 0% bij de rest. Indien het natuurgebied grenst aan meerdere types, die geen van allen dominant zijn, geef dan het aandeel van de types in de totale omgeving aan. Voorbeeld: voor een gebied met een omtrek van 5 km dat wordt begrensd door 1,5 km landbouw, 1,5 km woongebied en 2 km natuur, vult u dan 30% in bij landbouw, 30% in bij bewoning en 40% bij natuur. De som moet 100% zijn.
- Lijst van sectoren in een straal van 50 km rond het studiegebied (afstand in vogelvlucht tussen het middelpunt van het gebied en het middelpunt van de sector mag maximaal 50 km zijn) (de webtool berekent dit automatisch).

→ Onderbouwing van de functie

De betalingsbereidheid voor de omzetting van akker/weiland (dat in de bevraging verondersteld werd geen natuurwaarde te hebben en niet toegankelijk te zijn) naar een natuurgebied werd bevestigd in een grootschalige enquête in 2009 waarbij een keuze-experiment werd uitgevoerd. Voor meer details over de bevraging en de resultaten verwijzen we naar Liekens et al. 2009.

De literatuur leert ons dat de aanwezigheid van substituten, met andere woorden de aanwezigheid van bestaande natuur in de nabije omgeving, de betalingsbereidheid voor bijkomende natuur

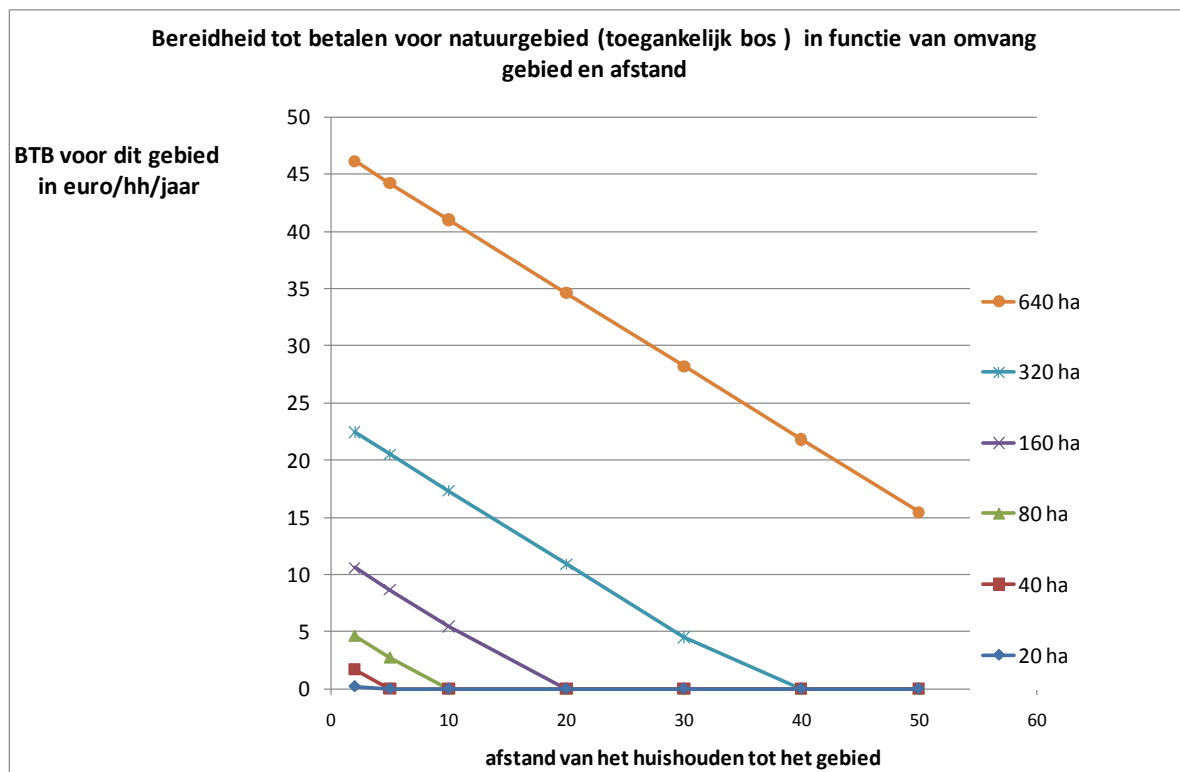
beïnvloedt. Dit geldt duidelijk voor de gebruikswaarde voor natuur, bijvoorbeeld voor recreatie. Hoe meer natuur voor recreatie beschikbaar is, hoe minder de betalingsbereidheid is voor bijkomende natuur. Iemand die bijvoorbeeld omringd is door bossen zal relatief genomen minder wensen te betalen voor een bijkomend bos dan iemand die geen bos in zijn onmiddellijke omgeving heeft. Ook zal iemand voor één extra bos een bepaalde betalingsbereidheid hebben, maar voor een tweede extra bos zal deze waarschijnlijk lager zijn. Hoeveel lager is niet zo duidelijk. Als men de functie wil toepassen voor verschillende gebieden loopt men snel tegen budgetbeperkingen aan. Het is minder duidelijk in welke mate en op welke wijze dit geldt voor de niet-gebruikswaarde zoals overdrachtswaarde. We vonden geen statistisch significante indicator om deze effecten mee te nemen in de functie. Verder tonen de resultaten dat mensen een heel hoge betalingsbereidheid per hectare hebben voor een klein gebied, maar dat die betalingsbereidheid per hectare snel zakt naarmate het gebied groter wordt.

Om rekening te houden met bovenstaande argumenten ontwikkelden we een pragmatische aanpak die gebaseerd is op de informatie die mensen ons gegeven hebben over hun bereidheid om meer te betalen voor natuur met bepaalde kenmerken (afhankelijk van type natuur, mate van toegankelijkheid, omgeving, soortenrijkdom), en op het feit dat uit de resultaten blijkt dat mensen 0,05€ extra willen betalen per bijkomende hectare ongeacht de kenmerken van het gebied.

Functie 1 wordt zo geschaald dat als men de functie invult voor een theoretisch gebied van 1 ha, met gemiddelde waarden voor de bepalende parameters (bijv. voor één zesde bos, voor één zesde grasland etc.) het gebied wordt gewaardeerd aan €0,05 per huishouden (hh) per jaar (voor een gemiddeld huishouden). De waarde voor een meer aantrekkelijk gebied (een bos, met hoge soortenrijkdom, met wandel- en fietspaden en naast een natuurgebied) wordt dan geschat op €0,0708/hh.j. De waarde van een gemiddeld huishouden voor een hectare minder aantrekkelijk gebied (grasland met lage biodiversiteit, niet toegankelijk en naast een industriegebied) wordt dan geschat op €0,0276/hh.j. Op deze wijze wordt de belevings- en overdrachtswaarde van het meest waardevolle natuurgebied (vanuit deze groep van waarden) dus zo'n 2,7 keer hoger geschat dan het minst waardevolle.

Een belangrijke discussie die een grote impact heeft op de waarde, is het vastleggen voor welke huishoudens betalingsbereidheid van toepassing is. We bekijken in functie van de afstand tot waar er nog een positieve betalingsbereidheid is voor de veranderingen in het gebied. Deze afstand is binnen de grenzen van de bevraging beperkt tot maximum 50 km. De BTB voor extra natuur daalt in functie van de afstand en de omvang van het gebied. Gemiddeld daalt de BTB met €0,63 per kilometer afstand tussen woonplaats en gebied ten opzichte van de berekende betalingsbereidheid zoals in bovenstaande paragraaf beschreven, vermenigvuldigd met het aantal ha. Onderstaande figuur illustreert hoe het afstandsverval voor één gebied met bepaalde kenmerken (een toegankelijk bos met hoge soortenrijkdom) de betalingsbereidheid beïnvloedt voor verschillende oppervlakten van het gebied. De rode lijn illustreert dat voor een gebied met een omvang van 40 ha de BTB vervalt tot 0 vanaf een afstand van ongeveer 5 km (dus enkel de huishoudens binnen een straal van 5 km worden meegenomen in de berekening). Voor een gebied dat dezelfde kenmerken heeft maar dat 320 ha groot is, vervalt de BTB op een afstand van 38 km. Enkel voor gebieden van meer dan 500 ha schatten we dat er op 50 km afstand nog een positieve BTB is. Deze benadering is consistent met de kennis van recreatieve gebruikswaarde van natuur, waarbij kleinere gebieden enkel een lokaal belang hebben, terwijl grotere gebieden een bovenlokaal belang hebben.

figuur 4: illustratie impact afstandsverval op betalingsbereidheid voor een toegankelijk bos



→ Uitgangspunten

- In de oorspronkelijke bevraging hadden de respondenten de keuze uit één type ecosysteem. In realiteit zal een gebied vaak uit verschillende ecosystemen bestaan. Met de eventuele meerwaarde van variatie in een gebied wordt geen rekening gehouden.
- Pioniervegetaties worden apart onderscheiden in deze functie, maar komen niet standaard voor bij landgebruik en de vegetatietypes. Pioniersvegetatie ontstaat op kale bodem. Er wordt een schaarse begroeiing teruggevonden, met soms een aantal zeldzame planten, bloemen en insecten. Deze plaatsen zijn broedplaatsen voor verschillende vogels. De bodem moet af en toe opnieuw worden vrijgemaakt, anders evolueert het gebied tot een grasland en vervolgens tot ruigte en uiteindelijk bos. Dit landgebruik zit vervat onder 'Weinig of niet begroeide gebied'.
- Zeekustduinen komen in de oorspronkelijke bevraging niet voor. Als de functie hiervoor wordt gebruikt, dan wordt de onzekerheid op de uitkomst groter. Ze wordt nu mee opgenomen bij 'weinig of niet begroeide gebied'.
- Als we deze functie gebruiken om een verandering in ecosystemen binnen een natuurgebied te waarderen, dan maken we de veronderstelling dat beide gebieden worden aangelegd op akker/weiland. De resultaten van beide berekeningen worden dan van elkaar afgetrokken.

→ **Te gebruiken functies**

Lage schatting:

BTB= (0,034 * weinig of niet begroeide natuurgebieden + 0,025 * Slikken en schorren + 0,025 * bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten + 0,045 * bossen + 0,037 * moerassen en stilstaande wateren + 0,037 * heide en struiken + 0,0072 * soortenrijkdom – 0,00013* indien hoge soortenrijkdom * leeftijd + 0,0098 * aanwezigheid wandel- en fietspaden + 0,0018 * natuurlijke omgeving + 0,0016 * bewoonde omgeving – 0,0051 * industriële omgeving + 0,0000024 * inkomen – 0,014 * % vrouwen + 0,029 * % lidmaatschap) * omvang in hectare-0,68 *afstand in km

De BTB is groter of gelijk aan nul (ze kan niet negatief zijn).

Hoge schatting:

BTB= (0,042 * weinig of niet begroeide natuurgebieden + 0,033 * Slikken en schorren + 0,033* bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten + 0,053 * bossen + 0,046 * moerassen en stilstaande wateren + 0,046 * heide en struiken + 0,010 * soortenrijkdom – 0,000085 * indien hoge soortenrijkdom * leeftijd + 0,011 * aanwezigheid wandel- en fietspaden + 0,0032 * natuurlijke omgeving + 0,0031 * bebouwde omgeving – 0,0040 * industriële omgeving + 0,0000047 * inkomen – 0,0093 * % vrouwen + 0,038 * % lidmaatschap) * omvang in hectare-0.57 *afstand in km

En BTB is groter of gelijk aan nul.

Benodigde inputgegevens:

<i>Factor</i>	<i>Voorwaarde</i>	<i>Wat moet ingevuld worden</i>
Landgebruik: - weinig of niet begroeide gebieden - slikken en schorren - bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten - bossen - moerassen en stilstaande wateren - heide en struiken	<i>als afwezig</i> <i>als aanwezig en dominant</i> <i>als meerdere ecosystemen</i>	<i>0</i> <i>1</i> <i>aandeel van elke type</i> <i>uitgedrukt als een getal tussen</i> <i>0 en 1 (met 100% = 1)</i>
Soortenrijkdom	<i>geen gezond ecosysteem en zonder</i> <i>beschermde soorten</i> <i>gezond ecosysteem of met</i> <i>beschermde soorten</i>	<i>0</i> <i>1</i> <i>bij meerdere gebieden met</i> <i>zowel lage als hoge: aandeel</i> <i>uitgedrukt als een getal tussen</i> <i>0 en 1 (met 100% = 1)</i>
Leeftijd	<i>als soortenrijkdom hoog *</i>	<i>gemiddelde leeftijd van de</i> <i>inwoners >18 jaar</i>
Aangelegde wandel- en fietspaden	<i>afwezig</i> <i>aanwezig</i>	<i>0</i> <i>1</i>
Aangrenzende omgeving - Natuurlijke omgeving - Bewoonde omgeving - Industriële omgeving	<i>als het er niet aan grenst</i> <i>als het er aan grenst</i> <i>als het grenst aan meerdere types</i> <i>landschap</i>	<i>0</i> <i>1</i> <i>aandeel van elke type</i> <i>uitgedrukt in getal tussen 0 en</i> <i>1 (met 100% = 1)</i>
Inkomen		<i>gemiddeld maandelijks netto</i> <i>gezinsinkomen in de sector in</i> <i>€/mnd</i>
%vrouwen		<i>aandeel vrouwen in de sector</i> <i>in % (met 100%=1)</i>
% lidmaatschap		<i>aandeel leden van natuur- en</i> <i>milieuorganisaties in de sector</i> <i>in %**</i>
Omvang		<i>Aantal ha van het totale</i> <i>studiegebied</i>
Afstand		<i>kortste afstand van centrum</i> <i>sector tot rand gebied in km</i>

** is niet relevant bij een lage soortenrijkdom*

*** of bij benadering het cijfer voor Vlaanderen: 8% in 2010*

U bepaalt dus de volgende gegevens:

- **Ecosysteem:** U kunt het ecosysteem eventueel bepalen aan de hand van de BWK-code (zie bijlage) - vul een 1 achter de desbetreffende parameter en zet de andere op nul. Als het gebied uit meerdere ecosystemen bestaat, moet u bepalen welk ecosysteem het meest toepasselijk is. Zijn in het gebied grote delen (minstens 10 ha) verschillend, dan kan u voor elk ecosysteem in plaats van 1 de verhouding tot het geheel invullen. Bijvoorbeeld: 50 ha groot gebied waarvan 25 ha slik en schor (estuariën) en 25 ha natte bossen. Vul dan achter parameter bos $\frac{1}{2}$ in en achter parameter slik en schor ook $\frac{1}{2}$. De andere parameters zet u op nul.
- **Soortenrijkdom:** vul een 1 in als het gebied een gezond ecosysteem is of als het beschermde soorten in Vlaanderen (bijv. rode-lijstsoorten) bevat. Indien geen van deze beide voorwaarden geldt, vul dan 0 in. Bij meerdere ecosystemen waarbij sommige een hoge soortenrijkdom bezitten en andere niet: vul achter de parameter het aandeel hoge soortenrijkdom ten opzichte van de totale omvang in bijv. 100 ha van het 200 ha grote gebied heeft een hoge soortenrijkdom: vul 0,5 in.
- **Aanwezigheid paden:** indien er betreedbare paden (wandelen, fiets, ruiter) aanwezig zijn in het gebied, vul dan 1 in. Indien geen paden in het gebied aanwezig zijn (ook al kan men er op zich wel in) vul dan 0 in.
- **Aangrenzende omgeving:** aan welke soort omgeving grenst het natuurlandschap overwegend (of zal het grenzen):
 - aangrenzend aan bebouwing (woonzone): zet de parameter bewoonde omgeving op 1, de parameters industriële omgeving en natuurlijke omgeving op 0.
 - aangrenzend aan industrie: zet de parameter industriële omgeving op 1, de parameters bewoonde omgeving en natuurlijke omgeving op 0.
 - aangrenzend aan bestaande natuur: zet de parameter natuurlijke omgeving op 1, de parameters industriële omgeving en bewoonde omgeving op 0.
 - aangrenzend aan landbouwgebied: dit is het startniveau van de functie dus zet de parameters industriële omgeving, bewoonde omgeving en natuurlijke omgeving op 0.

Indien het landschap grenst aan meerdere types verschillend van landbouw, vul dan proportioneel de desbetreffende parameters in. Als een gebied bijvoorbeeld grenst aan zowel bebouwing als industrie, vul dan $\frac{1}{2}$ in bij bewoonde omgeving en $\frac{1}{2}$ bij industriële omgeving.

- **Omvang:** bepaal de totale omvang van het studiegebied in ha.

- **Afstand tot statistische sectoren en parameters per sector:** Vul per sector de waarderingsfunctie in met bovenstaande parameters en de volgende specifieke parameters:
 - afstand: de afstand van het midden van de sector tot de rand van het gebied in km (in vogelvlucht of beter nog over de weg, afhankelijk van de tot uw beschikking zijnde GIS-tools)
 - percentage vrouwen (bijv. 50% = invullen 0,5)
 - gemiddelde maandelijkse beschikbare gezinsinkomen: gemiddeld voor Vlaanderen is dit 3.035€ (2010)
 - gemiddelde volwassen leeftijd (vanaf 18 jaar): leeftijd speelt geen rol als de soortenrijkdom laag is, in dat geval hoeft dit niet opgezocht te worden want dan wordt deze parameter op 0 gezet. Gemiddelde voor Vlaanderen: 48 jaar
 - percentage van de huishoudens dat lid is van een natuur- of milieuorganisatie: voor Vlaanderen is dit gemiddeld 8%.

Deze gegevens zijn terug te vinden op de website van de Studiedienst van de Vlaamse regering (<http://www4.vlaanderen.be>) of op die van de FOD economie (<http://statbel.fgov.be>). Indien u dit nog meer gedetailleerd wenst uit te rekenen, kan u gebruik maken van de statistische sectoren³. Ook deze informatie is op de website van de Studiedienst van de Vlaamse Regering te vinden. U gaat dan op dezelfde manier te werk.

Voor het percentage lidmaatschap baseert u zich best op de survey sociaal-culturele verschuivingen die de Studiedienst van de Vlaamse Regering jaarlijks uitvoert. De laatste jaren lag het aantal leden van natuur- en milieuorganisaties rond de 8%. Op basis van een mededeling van Natuurpunt kan men ervan uitgaan dat dit evenredig verdeeld is over de gemeenten.

De waarden per sector vermenigvuldigt u met het aantal huishoudens in deze sector. Het aantal huishoudens vindt u terug op de website van de studiedienst van de Vlaamse regering.

U kunt ook gebruik maken van de exceltabel bij de Natuurwaardeverkenner waarin alle benodigde cijfers van 2014 zijn vermeld. Achtergronddocumenten vindt u op www.natuurwaardeverkenner.be.

Als u al deze waarden optelt, bekomt u de totale jaarlijkse betalingsbereidheid voor het scenario. Door deze methode houdt u niet alleen rekening met de bevolkingskenmerken die een invloed hebben op de betalingsbereidheid, maar ook met de afstand van de huishoudens tot het gebied. Dit is essentieel aangezien de betalingsbereidheid daalt naarmate de afstand tot het gebied stijgt. In plaats van de berekening te doen voor alle sectoren binnen een straal van 50 km, kan u de afstand berekenen waarop de functie op nul valt (zie einde voorbeeld). U berekent dan de functie voor alle sectoren binnen deze afstand. Deze afstand berekent u door de gemiddelden voor Vlaanderen in te vullen in de functie en wiskundig de functie op te lossen voor een afstand waarop de functie gelijk is aan 0.

³ Een statistische sector is de kleinste territoriale basiseenheid gecreëerd door het Belgische Nationaal Instituut voor de Statistiek waarvoor nog socio-economische statistieken worden opgesteld. Anno 2007 waren er in België 19.781 statistische sectoren.

Uiteraard kunt u ook de tool het opzoek- en rekenwerk laten doen. De webtool zoekt automatisch deze gegevens voor alle statistische sectoren binnen een straal van 50 km en berekent dan de functies.

→ Een voorbeeld

Een infrastructuurproject zorgt ervoor dat een moeras nabij Mechelen volledig verdwijnt. Dit moeras heeft de volgende kenmerken: een oppervlakte van 100 ha, geen paden in het gebied, hoge soortenrijkdom, grenzend aan landbouwgebied. Het gebied moet gecompenseerd worden.

Er worden 2 gebieden van 50 ha aangelegd, bos en moeras, met paden in het bos en een hoge soortenrijkdom. Het bos grenst voor een deel aan bewoond gebied (75% grenzend aan landbouwgebied, 25% bewoond gebied). Het moeras grenst aan de Dijle (75% omringd door bestaande natuur, 25% door landbouwgebied).

We bepalen de afstanden waarop de functies 0 worden (met een max. van 50 km) en berekenen de volgende formules voor elke sector die binnen de respectievelijke afstand valt. In dit voorbeeld berekenen we enkel de belevings- en overdrachtswaarde voor Mechelen.

Kwantificering: aantal huishoudens in Mechelen: 34 319 huishoudens

De gemiddelde volwassen leeftijd is 46,8, het gemiddelde huishoudinkomen bedraagt 3021€/maand en 51% van de bevolking is vrouwelijk. 8% van de huishoudens is lid van een natuur- of milieuvereniging.

De mensen wonen gemiddeld 5 km van het te verdwijnen moeras af.

Ze wonen gemiddeld 2 km van het aan te leggen bos/moeras. (dit zijn fictieve cijfers).

Lage schatting BTB/huishouden in Mechelen voor het te verdwijnen moeras:

$$\text{BTB} = (0,034 * \text{weinig of niet begroeid} + 0,025 * \text{slikken en schorren} + 0,025 * \text{bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten} + 0,045 * \text{bossen} + 0,037 * \text{moerassen en stilstaande wateren} + 0,037 * \text{heide en struiken} + 0,0072 * \text{soortenrijkdom} - 0,00013 * \text{hoge soortenrijkdom} * \text{leeftijd} + 0,0098 * \text{aanwezigheid wandel- en fietspaden} + 0,0018 * \text{natuurlijke omgeving} + 0,0016 * \text{bewoonde omgeving} - 0,0051 * \text{industriële omgeving} + 0,0000024 * \text{inkomen} - 0,014 * \% \text{ vrouwen} + 0,029 * \% \text{ lidmaatschap}) * \text{omvang in hectare} - 0,68 * \text{afstand in km}$$
$$= 0,034 * 0 + 0,025 * 0 + 0,025 * 0 + 0,045 * 0 + 0,037 * 1 + 0,037 * 0 + 0,0072 * 1 - 0,00013 * 46,8 + 0,0098 * 0 + 0,0018 * 0 + 0,0016 * 0 - 0,0051 * 0 + 0,0000024 * 3021 - 0,014 * 0,51 + 0,029 * 0,08) * 100 - 0,68 * 5$$
$$= 0,66 \text{ € per huishouden per jaar}$$

Hoge schatting BTB/huishouden in Mechelen voor het te verdwijnen moeras:

$$\text{BTB} = (0,042 * \text{weinig of niet begroeid} + 0,033 * \text{slikken en schorren} + 0,033 * \text{bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten} + 0,053 * \text{bossen} + 0,046 * \text{moerassen en stilstaande wateren} + 0,046 * \text{heide en struiken} + 0,010 * \text{soortenrijkdom} - 0,000085 * \text{hoge soortenrijkdom} * \text{leeftijd} + 0,011 * \text{aanwezigheid wandel- en fietspaden} + 0,0032 * \text{natuurlijke omgeving} + 0,0031 * \text{bewoonde omgeving} - 0,0040 * \text{industriële omgeving} + 0,0000047 * \text{inkomen} - 0,0093 * \% \text{ vrouwen} + 0,038 * \% \text{ lidmaatschap}) * \text{omvang in hectare} - 0,57 * \text{afstand in km}$$

$$= (0,042 * 0 + 0,033 * 0 + 0,033 * 0 + 0,053 * 0 + 0,046 * 1 + 0,046 * 0 + 0,010 * 1 - 0,000085 * 46,8 + 0,011 * 0 + 0,0032 * 0 + 0,0031 * 0 - 0,0040 * 0 + 0,0000047 * 3021 - 0,0093 * 0,51 + 0,038 * 0,08) * 50 - 0,57 * 5$$

= 3,60 € per huishouden per jaar

De totale betalingsbereidheid van de stad Mechelen voor het huidige gebied ligt tussen 22.467 € en 123.609€ per jaar.

Lage schatting BTB/huishouden in Mechelen voor nieuw bos:

$$\text{BTB} = (0,034 * \text{weinig of niet begroeid} + 0,025 * \text{slikken en schorren} + 0,025 * \text{bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten} + 0,045 * \text{bossen en struiken} + 0,037 * \text{moerassen en stilstaande wateren} + 0,037 * \text{heide en landduinen} + 0,0072 * \text{soortenrijkdom} - 0,00013 * \text{hoge soortenrijkdom} * \text{leeftijd} + 0,0098 * \text{aanwezigheid wandel- en fietspaden} + 0,0018 * \text{natuurlijke omgeving} + 0,0016 * \text{bewoonde omgeving} - 0,0051 * \text{industriële omgeving} + 0,0000024 * \text{inkomen} - 0,014 * \% \text{ vrouwen} + 0,029 * \% \text{ lidmaatschap}) * \text{omvang in hectare} - 0,68 * \text{afstand in km}$$

$$= (0,034 * 0 + 0,025 * 0 + 0,025 * 0 + 0,045 * 1 + 0,037 * 0 + 0,037 * 0 + 0,0072 * 1 - 0,00013 * 46,8 + 0,0098 * 1 + 0,0018 * 0 + 0,0016 * 0,25 - 0,0051 * 0 + 0,0000024 * 3021 - 0,014 * 0,51 + 0,029 * 0,08) * 50 - 0,68 * 2$$

= 1,58 € per huishouden per jaar

Hoge schatting BTB/huishouden in Mechelen voor nieuw bos:

BTB= (0,042 * weinig of niet begroeid + 0,033 * slikken en schorren + 0,033* bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten + 0,053 * bossen + 0,046 * moerassen en stilstaande wateren + 0,046 * heide en struiken + 0,010 * soortenrijkdom – 0,000085* hoge soortenrijkdom * leeftijd + 0,011 * aanwezigheid wandel- en fietspaden + 0,0032 * natuurlijke omgeving + 0,0031 * bewoonde omgeving – 0,0040 * industriële omgeving + 0,0000047 * inkomen – 0,0093 * % vrouwen + 0,038 * % lidmaatschap) * omvang in hectare-0.57 *afstand in km

= (0,042 * 0 + 0,033 * 0 + 0,033* 0 + 0,053 * 1 + 0,046 * 0 + 0,046 * 0 + 0,010 * 1 – 0,000085* 46,8 + 0,011 * 1 + 0,0032 * 0 + 0,0031 * 0,25 – 0,0040 * 0 + 0,0000047 * 3021 – 0,0093 * 0,51 + 0,038 * 0,08) * 50 -0.57 *2

= 3,03 € per huishouden per jaar

Lage schatting BTB/huishouden in Mechelen voor nieuw moeras:

BTB= (0,034 * weinig of niet begroeid + 0,025 * slikken en schorren + 0,025 * bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten + 0,045 * bossen + 0,037 * moerassen en stilstaande wateren + 0,037 * heide en struiken + 0,0072 * soortenrijkdom – 0,00013* hoge soortenrijkdom * leeftijd + 0,0098 * aanwezigheid wandel- en fietspaden + 0,0018 * natuurlijke omgeving + 0,0016 * bewoonde omgeving – 0,0051 * industriële omgeving + 0,0000024 * inkomen – 0,014 * % vrouwen + 0,029 * % lidmaatschap) * omvang in hectare-0,68 *afstand in km

= (0,034 * 0 + 0,025 * 0 + 0,025 * 0 + 0,045 * 0 + 0,037 * 1 + 0,037 * 0 + 0,0072 * 1 – 0,00013* 46,8 + 0,0098 * 0 + 0,0018 * 0,75 + 0,0016 * 0 – 0,0051 * 0 + 0,0000024 * 3021 – 0,014 * 0,51 + 0,029 * 0,08) * 50 - 0,68 *2

= 0,74 € per huishouden per jaar

Hoge schatting BTB/huishouden in Mechelen voor nieuw moeras:

BTB= (0,042 * weinig of niet begroeid + 0,033 * slikken en schorren + 0,033* bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten + 0,053 * bossen + 0,046 * moerassen en stilstaande wateren + 0,046 * heide en struiken + 0,010 * soortenrijkdom – 0,000085* hoge soortenrijkdom * leeftijd + 0,011 * aanwezigheid wandel- en fietspaden + 0,0032 * natuurlijke omgeving + 0,0031 * bewoonde omgeving – 0,0040 * industriële omgeving + 0,0000047 * inkomen – 0,0093 * % vrouwen + 0,038 * % lidmaatschap) * omvang in hectare-0.57 *afstand in km

= (0,042 * 0 + 0,033 * 0 + 0,033* 0 + 0,053 * 0 + 0,046 * 1 + 0,046 * 0 + 0,010 * 1 – 0,000085* 46,8 + 0,011 * 0 + 0,0032 * 0,75 + 0,0031 * 0 – 0,0040 * 0 + 0,0000047 * 3021 – 0,0093 * 0,51 + 0,038 * 0,08) * 50 - 0.57 *2

= 2,21 € per huishouden per jaar

In totaal situeert de betalingsbereidheid van de Mechelaars zich tussen 79.350 € en 179.506 € voor beide gebieden samen. De compensatie van het gebied heeft dus jaarlijks een bijkomende culturele waarde tussen de 56.884 € en 55.897 € voor Mechelen.

Deze berekening herhaalt u voor alle sectoren in een straal van maximum 50 km rond het gebied waar de functie niet 0 is.

In het geval van het voorbeeld voor het nieuwe moeras is dit slechts nodig voor alle sectoren binnen een straal van 3,08 km.

$$(0,034 * 0 + 0,025 * 0 + 0,025 * 0 + 0,045 * 0 + 0,037 * 1 + 0,037 * 0 + 0,0072 * 1 - 0,00013 * 48 + 0,0098 * 0 + 0,0018 * 0,75 + 0,0016 * 0 - 0,0051 * 0 + 0,0000024 * 3035 - 0,014 * 0,51 + 0,029 * 0,08) * 50 - 0,68 * x = 0$$

$$0,68x = 2,09$$

$$X = 3,08 \text{ km}$$

7.1.2. FUNCTIE 2: AANLEG KLEINE LANDSCHAPSELEMENTEN (KLE) OP AKKER OF WEILAND

→ Beschrijving

Deze functie schat de belevings- en niet-gebruikswaarde voor de aanleg van kleine landschapselementen op een akker of weiland met weinig landschappelijke waarde. Resultaten van een keuze-experiment bij 900 Vlamingen tonen aan dat huishoudens een betalingsbereidheid hebben voor de aanleg van kleine landschapselementen ongeacht het type KLE. Specifiek voor het herstel van holle wegen (allerlei ingrepen die de holle weg terug in de gewenste staat brengen) willen de huishoudens nog een extra som betalen bovenop de betalingsbereidheid voor kleine landschapselementen in het algemeen. Huishoudens die lid zijn van een natuur- of milieuvereniging hebben gedeeltelijk andere voorkeuren dan huishoudens die geen lid zijn van een natuur- of milieuvereniging. De leden maken veel meer onderscheid tussen de verschillende types van kleine landschapselementen en hebben ook een hogere betalingsbereidheid. Beide voorkeuren worden mee opgenomen in de functie.

Benodigde inputgegevens:

- Aandeel van verschillende kleine landschapselementen die worden aangelegd.
- Worden er extra inspanningen gedaan om beschermde soorten te krijgen: indien ja, vult u 1 in.
- Aangelegde wandel/fietspaden: als er (extra)wandel/fietspaden worden aangelegd, vult u 1 in. Zijn deze reeds aanwezig en worden er geen bijkomende paden voorzien, dan vult u 0 in.
- Lijst van statistische sectoren in een straal van 50 km rond het studiegebied (afstand in vogelvlucht tussen het middelpunt van het gebied en het middelpunt van de sector mag maximaal 50 km zijn) (automatisch in tool).
- Aantal ha landbouwgebied waarin de KLE worden aangelegd.

→ **Kwantitatieve en monetaire waardering**

De betalingsbereidheid werd geschat via een keuze-experiment. Meer uitleg vindt u in het rapport “Kleine landschapselementen” bij de achtergronddocumenten op de website van de Natuurwaardeverkenner.

→ **Uitgangspunten**

- De oorspronkelijke bevraging vertrekt van de aanleg van één type KLE op een akker. In realiteit zullen verschillende types gelijktijdig worden aangelegd. Met de eventuele meerwaarde van deze variatie in het landschap wordt geen rekening gehouden.
- De functie kan niet gecombineerd worden met andere functies voor het waarderen van de betalingsbereidheid voor culturele diensten. Het is dus niet mogelijk om de verandering in belevings- en overdrachtswaarde te waarderen van een wijziging van een landbouwgebied met KLE naar een natuurgebied. Wat we wel weten uit beide bevragingen is dat een omzetting van een landschappelijke niet-waardevolle akker/weiland naar een akker/weiland met KLE of naar een natuurlijker ecosysteem in dezelfde orde van grootte worden gewaardeerd.

→ Te gebruiken functies

Lage schatting:

$$\text{BTB} = (0,020 + 0,0039 * \text{herstel holle weg} + 0,010 \text{ indien maatregelen om beschermde soorten te bekomen} - 0,00013 * \text{gemiddelde leeftijd indien beschermde soorten} + 0,010 * \text{indien wandel/fietspaden aangelegd} + 0,0002 * \text{gemiddelde leeftijd} + 6,38 * 10^{-6} * \text{gemiddeld huishoudinkomen} + 0,037 * \% \text{ leden indien poel} + 0,043 * \% \text{ leden indien knotbomen} + 0,05 * \% \text{ leden indien houtkant} + 0,053 * \% \text{ leden indien hagen} + 0,044 * \% \text{ leden indien hoogstamboomgaard} + 0,043 * \% \text{ leden indien herstel holle weg} + 0,0056 * \% \text{ leden indien beschermde soorten}) * \text{aantal ha landbouwgrond waarop KLE worden aangelegd} - 0,53 * \text{afstand van midden sector tot midden gebied (in km)}.$$

BTB is groter of gelijk aan nul (ze kan niet negatief zijn).

Hoge schatting:

$$\text{BTB} = (0,033 + 0,0055 * \text{herstel holle weg} + 0,012 \text{ indien maatregelen om beschermde soorten te bekomen} - 0,000065 * \text{gemiddelde leeftijd indien beschermde soorten} + 0,010 \text{ indien wandel/fietspaden aangelegd} + 0,00044 * \text{gemiddelde leeftijd} + 8,75 * 10^{-6} * \text{gemiddeld huishoudinkomen} + 0,046 * \% \text{ leden indien poel} + 0,051 * \% \text{ leden indien knotbomen} + 0,058 * \% \text{ leden indien houtkant} + 0,061 * \% \text{ leden indien hagen} + 0,052 * \% \text{ leden indien hoogstamboomgaard} + 0,051 * \% \text{ leden indien herstel holle weg} + 0,0074 * \% \text{ leden indien beschermde soorten}) * \text{aantal ha landbouwgrond waarop KLE worden aangelegd} - 0,39 * \text{afstand van midden sector tot midden gebied (in km)}.$$

En BTB is groter of gelijk aan nul (ze kan niet negatief zijn).

<i>Factor</i>	<i>Voorwaarde</i>	<i>Wat moet ingevuld worden</i>
Type: Herstel holle weg	<i>als afwezig</i> <i>als aanwezig</i>	<i>0</i> <i>1</i>
Soortenrijkdom	<i>geen maatregelen om beschermde soorten te bekomen</i> <i>gezond ecosysteem en extra maatregelen om beschermde soorten te bekomen</i>	<i>0</i> <i>1</i>
Toegankelijkheid	<i>indien wandel/fietspaden worden aangelegd</i> <i>Indien geen aangelegde paden</i>	<i>1</i> <i>0</i>
Leeftijd*soortenrijkdom	<i>Als maatregelen genomen worden om beschermde soorten te bekomen</i>	<i>gemiddelde leeftijd van de inwoners</i>
Leeftijd		<i>gemiddelde leeftijd van de inwoners</i>
Inkomen		<i>gemiddeld maandelijks netto gezinsinkomen in de sector in €/mnd</i>
%lidmaatschap * type <ul style="list-style-type: none"> ○ Poel ○ Knotbomen ○ Houtkant ○ Hagen ○ Hoogstamboomgaard ○ Herstel holle weg 	<i>als afwezig</i> <i>als aanwezig en dominant</i> <i>als aanwezig en meerdere types</i>	<i>0</i> <i>aandeel leden van natuur- en milieuoorganisaties in de sector in % * 1 voor dominante type[§]</i> <i>aandeel leden van natuur- en milieuoorganisaties in de sector in % * % type KLE</i>
%lidmaatschap *soortenrijkdom	<i>Als maatregelen genomen worden om beschermde soorten te bekomen</i>	<i>aandeel leden van natuur- en milieuoorganisaties in de sector in %[§]</i>
Omvang		<i>aantal ha landbouwgrond waarop kleine landschapselementen worden aangelegd.</i>
Afstand		<i>kortste afstand van centrum sector tot middelpunt gebied in km</i>

§: het aantal leden per sector is niet bekend. We gebruiken hier het gemiddelde voor Vlaanderen.

- **Afstand tot statistische sector en parameters per sector:** Vul voor elke sector waarvoor de waarderingsfunctie een positief resultaat geeft, de functie in met bovenstaande parameters en de volgende specifieke sectorparameters:
 - afstand: de afstand van het centrum van de sector tot het middelpunt van het gebied in km (in vogelvlucht of reisafstand indien beschikbaar)

- gemiddeld maandelijks beschikbaar gezinsinkomen: gemiddeld voor Vlaanderen is dit 3.035 € (2010)
- gemiddelde volwassen leeftijd (vanaf 18 jaar): Leeftijd speelt geen rol als de soortenrijkdom laag is en in dat geval hoeft dit niet opgezocht te worden, want dan wordt deze parameter op 0 gezet. Het gemiddelde voor Vlaanderen is 48 jaar.
- % van de huishoudens dat lid is van een natuur- of milieuorganisatie: voor Vlaanderen is dit gemiddeld 8%.

U kunt ook gebruik maken van de exceltabel bij de Natuurwaardeverkenner waarin cijfers van 2010 zijn vermeld. U vindt deze bij de achtergronddocumenten op www.natuurwaardeverkenner.be.

Deze functie kan momenteel niet meer door de tool berekend worden omwille van het ontbreken van Vlaanderen dekkende gegevens met betrekking kleine landschapselementen.

→ Een voorbeeld

Op 5 km van Nieuwpoort worden op een akker van 50 ha hagen en poelen aangelegd.

De soortenrijkdom van het landbouwgebied neemt hierdoor toe. Er worden extra inspanningen gedaan om bepaalde beschermde soorten terug te krijgen. Er worden geen wandel- of fietspaden voorzien.

We bepalen de afstand waarop de functie 0 wordt (met een maximum van 50 km) en berekenen de volgende formules voor elke sector die binnen deze afstand valt, waarna we de BTB van al die sectoren samentellen. In dit voorbeeld maken we enkel de berekening voor Nieuwpoort.

Nieuwpoort: aantal huishoudens 5.401€, 51% vrouwen; gemiddelde volwassen leeftijd: 52.2; gemiddeld gezinsinkomen: 2576; Vlaams % leden van natuur- en milieu: 8%.

De totale waarde voor de culturele diensten voor deze maatregel ligt voor de stad Nieuwpoort tussen 307,58 € en 14.312 € per jaar.

Lage schatting:

BTB = (0,020 + 0,0039 * herstel holle weg + 0,010 indien maatregelen om beschermde soorten te bekomen - 0,00013 * gemiddelde leeftijd indien beschermde soorten + 0,010 * indien wandel/fietspaden aangelegd + 0,0002 * gemiddelde leeftijd + $6,38 \cdot 10^{-6}$ * gemiddeld huishoudinkomen + 0,037 * % leden indien poel + 0,043 * % leden indien knotbomen + 0,05 * % leden indien houtkant + 0,053 * % leden indien hagen + 0,044 * % leden indien hoogstamboomgaard + 0,043 * % leden indien herstel holle weg + 0,0056 * % leden indien beschermde soorten) * aantal ha landbouwgrond waarop KLE worden aangelegd - 0,53 * afstand van midden sector tot midden gebied (in km).

= (0,020 + 0,0039 * 0 + 0,010 * 1 - 0,00013 * 52,2 + 0,010 * 0 + 0,0002 * 52,2 + $6,38 \cdot 10^{-6}$ * 2576 + 0,037 * 0,5 * 0,08 + 0,043 * 0 + 0,05 * 0 + 0,053 * 0,5 * 0,08 + 0,044 * 0 + 0,043 * 0 + 0,0056 * 0,08) * 50 - 0,53 * 5

= 0,06 € per huishouden per jaar

Hoge schatting:

BTB = (0,033 + 0,0055 * herstel holle weg + 0,012 indien maatregelen om beschermde soorten te bekomen - 0,000065 * gemiddelde leeftijd indien beschermde soorten + 0,010 indien wandel/fietspaden aangelegd + 0,00044 * gemiddelde leeftijd + $8,75 \cdot 10^{-6}$ * gemiddeld huishoudinkomen + 0,046 * % leden indien poel + 0,051 * % leden indien knotbomen + 0,058 * % leden indien houtkant + 0,061 * % leden indien hagen + 0,052 * % leden indien hoogstamboomgaard + 0,051 * % leden indien herstel holle weg + 0,0074 * % leden indien beschermde soorten) * omvang - 0,39 * afstand van midden sector tot midden gebied (in km).

= (0,033 + 0,0055 * 0 + 0,012 * 1 - 0,000065 * 52,2 + 0,010 * 0 + 0,00044 * 52,2 + $8,75 \cdot 10^{-6}$ * 2.576 + 0,046 * 0,5 * 0,08 + 0,051 * 0 + 0,058 * 0 + 0,061 * 0,5 * 0,08 + 0,052 * 0 + 0,051 * 0 + 0,0074 * 0,08) * 50 - 0,39 * 5

= 2,65 € per huishouden per jaar

7.1.3. FUNCTIE 3: OMZETTING VAN NAALDBOS NAAR LOOFBOS OF HEIDEGEBIED

→ Beschrijving

Deze functie waardeert de omzetting van naaldbos naar loofbos of heidegebied. Uit de resultaten van verschillende bevestigingen blijkt dat er een positieve betalingsbereidheid is voor beide omzettingen, maar dat loofbos hoger wordt gewaardeerd dan heidegebied. De betalingsbereidheid hangt sterk af van de proportionele verandering van het landgebruik. Als de verhouding tussen de hoeveelheid aangelegde heide ten opzichte van de totale bestaande oppervlakte naald- en loofbos en heidegebied in het studiegebied sterk toeneemt, vermindert de waarde per ha. Als m.a.w. de variatie in het gebied kleiner wordt doordat naaldbos bijna volledig verdwijnt, dan daalt de betalingsbereidheid van de respondenten. Dit geldt sterker voor heide dan voor loofbos.

Benodigde inputgegevens:

- aantal ha naaldbos, loofbos en heide in het huidige gebied
- aantal ha naaldbos dat wordt omgezet naar loofbos
- aantal ha naaldbos dat wordt omgezet naar heide
- worden er extra inspanningen geleverd om beschermde soorten te krijgen?
- Lijst van sectoren in een straal van 50 km rond het studiegebied (afstand in vogelvlucht tussen het middelpunt van het gebied en het middelpunt van de sector mag maximaal 50 km zijn) (automatisch in tool).
- toegankelijkheid gebied na de omzetting

→ Kwantitatieve en monetaire waardering

De betalingsbereidheid werd geschat via keuze-experimenten voor 3 verschillende gebieden (Drongengoed, Lovenhoek en Turnhouts Vennengebied). Meer uitleg over de resultaten per gebied vindt u terug bij de achtergronddocumenten op de website van de Natuurwaardeverkenner.

→ Uitgangspunten

- Dezelfde redenering als voor functie 1 is gevolgd om de resultaten van de studie te vertalen naar een toepasbare functie.
- De functie kan niet gecombineerd worden met andere functies voor betalingsbereidheid

→ **Te gebruiken functies**

Lage schatting:

BTB = oppervlakte naaldbos in ha dat wordt omgezet naar heide * (0,017 indien geen extra maatregelen voor beschermde soorten + 0,028 indien extra maatregelen voor beschermde soorten – 0,010 indien niet meer toegankelijk + 0,00026 * variatie - 0,054 * aandeel heide – 0,0026 voor aanwezigheid substituten natuur in provincie + 0,0045 * % hoger opgeleiden + 0,0000037 * inkomen + 0,021 * % leden van natuur- of milieuvereniging)
+ oppervlakte naaldbos in ha dat wordt omgezet naar loofbos * (0,030 indien geen extra maatregelen voor beschermde soorten + 0,038 indien extra maatregelen voor beschermde soorten – 0,010 indien niet meer toegankelijk + 0,00026 * variatie – 0,037 * aandeel loofbos – 0,00011 * aantal ha omzetting loofbos – 0,0026 voor aanwezigheid substituten natuur in provincie + 0,0045 * % hoger opgeleiden + 0,0000037 * inkomen + 0,021 * % leden van natuur- of milieuvereniging)

BTB is groter of gelijk aan nul (ze kan niet negatief zijn)

Hoge schatting:

BTB = oppervlakte naaldbos in ha dat wordt omgezet naar heide * (0,074 indien geen extra maatregelen voor beschermde soorten + 0,11 indien extra maatregelen voor beschermde soorten – 0,022 indien niet meer toegankelijk + 0,0013 * variatie - 0,12 * aandeel heide – 0,0052 voor aanwezigheid substituten natuur in provincie + 0,022 * % hoger opgeleiden + 0,000014 * inkomen + 0,073 * % leden van natuur- of milieuvereniging)
+ oppervlakte naaldbos in ha dat wordt omgezet naar loofbos * (0,11 indien geen extra maatregelen voor beschermde soorten + 0,14 indien extra maatregelen voor beschermde soorten – 0,022 indien niet meer toegankelijk + 0,0013 * variatie – 0,080 * aandeel loofbos – 0,00021 * aantal ha omzetting loofbos – 0,0052 voor aanwezigheid substituten natuur in provincie + 0,022 * % hoger opgeleiden + 0,000014 * inkomen + 0,073 * % leden van natuur- of milieuvereniging)

BTB is groter of gelijk aan nul (ze kan niet negatief zijn)

<i>Factor</i>	<i>Voorwaarde</i>	<i>Wat moet ingevuld worden</i>
Soortenrijkdom	<i>aantal dier- en plantensoorten neemt toe maar geen extra inspanningen voor beschermde soorten</i> <i>gezond ecosysteem en extra inspanningen om beschermde soorten te bekomen</i>	<i>Vul 1 in bij heide of loofbos met geen extra maatregelen beschermde soorten</i> <i>Vul 1 in bij loofbos of heide met extra maatregelen beschermde soorten</i>
Toegankelijkheid	<i>indien toegankelijk</i> <i>indien niet toegankelijk</i>	0 1
Variatie in landgebruik	<i>maximum van oppervlaktes naald, loof of heide na heraanleg / minimum van oppervlaktes naald-loof, heide na heraanleg (zie voorbeeld)</i>	<i>Resultaat verhouding</i>
Aandeel heide		<i>Procentueel aandeel totale oppervlakte heide na omzetting in totale oppervlakte naaldbos, loofbos en heidegebied.</i>
Aandeel loofbos		<i>Procentueel aandeel totale oppervlakte loofbos na omzetting in totale oppervlakte naaldbos, loofbos en heidegebied.</i>
Ha omzetting loofbos		<i>aantal ha loofbos dat er bij komt</i>
Substituten	<i>als in Oost-Vlaanderen, Antwerpen, Vlaams Brabant of Limburg</i> <i>Als in West-Vlaanderen</i>	1 0
Hoger opgeleiden		<i>aandeel van mensen met een diploma hoger dan middelbaar onderwijs in de sector in %</i>
Inkomen		<i>gemiddeld maandelijks netto gezinsinkomen in de sector in €/mnd</i>
% lidmaatschap		<i>aandeel leden van natuur- en milieuorganisaties in de sector in %**</i>
Omvang		<i>aantal ha naaldbos dat wordt omgezet in heide of in loofbos</i>

** : het aantal leden per sector is niet bekend. We gebruiken hier het gemiddelde voor Vlaanderen.

- **Afstand tot sector en parameters per sector:** Vul voor elke sector waarvoor de waarderingsfunctie een positief resultaat geeft, de functie in met bovenstaande parameters en de volgende specifieke sectorparameters:
 - percentage hoger opgeleiden
 - gemiddelde maandelijkse beschikbare gezinsinkomen: gemiddeld voor Vlaanderen is dit 3.035€ (2010)
 - percentage van de huishoudens dat lid is van een natuur- of milieuorganisatie: voor Vlaanderen is dit gemiddeld 8%.
 - Provincie waarin sector is gelegen

U kunt ook gebruik maken van de exceltabel bij de Natuurwaardeverkenner waarin cijfers van 2010 zijn vermeld. Deze vindt u bij de achtergronddocumenten op www.natuurwaardeverkenner.be. Uiteraard kunt u ook de tool het opzoek- en rekenwerk laten doen. De webtool zoekt automatisch deze gegevens voor alle sectoren binnen een straal van 50 km en berekent dan de functies.

→ Een voorbeeld

Een bosgebied op 5 km van Geel bestaat uit 150 ha naaldbos, 50 ha loofbos en 5 ha heidegebied. Men wil 100 ha van het naaldbos omzetten naar loofbos (50 ha) en heidegebied (50 ha). In het loofbos zal de soortenrijkdom toenemen en blijft het gebied toegankelijk. In het heidegebied worden extra maatregelen genomen om bedreigde soorten te bekomen en de paden in het gebied worden afgesloten voor recreanten.

We bepalen de afstand waarop de functie 0 wordt (met een maximum van 50 km) en berekenen de volgende formules voor elke sector die binnen deze afstand valt. In dit voorbeeld maken we enkel de berekening voor Geel.

Geel: 15.191 huishoudens, 33% hoger opgeleiden (Vlaams cijfer), 8% leden van natuur en milieuverenigingen. Gemiddeld huishoudinkomen: 3061 €/maand. Geel ligt in de provincie Antwerpen.

Proportie loofbos na wijziging: $(50+50)/(150+50+5) = 100/205$

Proportie heide na wijziging: $(5+50)/(150+50+5) = 55/205$

Variatie = $100/50$ (naaldbos = 50 ha, loofbos = 100 ha, heide = 55 ha)

Lage schatting:

$$\begin{aligned}
 & \text{BTB} = \text{oppervlakte naaldbos in ha dat wordt omgezet naar heide} * (0,017 \text{ indien geen extra} \\
 & \text{maatregelen voor beschermde soorten} + 0,028 \text{ indien extra maatregelen voor beschermde} \\
 & \text{soorten} - 0,010 \text{ indien niet meer toegankelijk} + 0,00026 * \text{variatie} - 0,054 * \text{aandeel heide} - 0,0026 \\
 & \text{voor aanwezigheid substituten natuur in provincie} + 0,0045 * \% \text{ hoger opgeleiden} + 0,0000037 * \\
 & \text{inkomen} + 0,021 * \% \text{ leden van natuur- of milieuvereniging}) \\
 & + \text{oppervlakte naaldbos in ha dat wordt omgezet naar loofbos} * (0,030 \text{ geen extra maatregelen} \\
 & \text{voor beschermde soorten} + 0,038 \text{ indien extra maatregelen voor beschermde soorten} - 0,010 \\
 & \text{indien niet meer toegankelijk} + 0,00026 * \text{variatie} - 0,037 * \text{aandeel loofbos} - 0,00011 * \text{aantal ha} \\
 & \text{omzetting loofbos} - 0,0026 \text{ voor aanwezigheid substituten natuur in provincie} + 0,0045 * \% \text{ hoger} \\
 & \text{opgeleiden} + 0,0000037 * \text{inkomen} + 0,021 * \% \text{ leden van natuur- of milieuvereniging}) \\
 \\
 & = 50 * (0,017 * 0 + 0,028 * 1 - 0,010 * 1 + 0,00026 * 100/50 - 0,054 * 55/205 - 0,0026 * 1 + 0,0045 * \\
 & 0,33 + 0,0000037 * 3061 + 0,021 * 0,08) + 50 * (0,030 * 1 + 0,038 * 0 - 0,010 * 0 + 0,00026 * 100/50 \\
 & - 0,037 * 100/205 - 0,00011 * 50 - 0,0026 * 1 + 0,0045 * 0,33 + 0,0000037 * 3061 + 0,021 * 0,08) \\
 \\
 & = 1,74 \text{ € per huishouden per jaar}
 \end{aligned}$$

Hoge schatting:

$$\begin{aligned}
 & \text{BTB} = \text{oppervlakte naaldbos in ha dat wordt omgezet naar heide} * (0,074 \text{ indien geen extra} \\
 & \text{maatregelen voor beschermde soorten} + 0,11 \text{ indien extra maatregelen voor beschermde soorten} \\
 & - 0,022 \text{ indien niet meer toegankelijk} + 0,0013 * \text{variatie} - 0,12 * \text{aandeel heide} - 0,0052 \text{ voor} \\
 & \text{aanwezigheid substituten natuur in provincie} + 0,022 * \% \text{ hoger opgeleiden} + 0,000014 * \text{inkomen} \\
 & + 0,073 * \% \text{ leden van natuur- of milieuvereniging}) \\
 & + \text{oppervlakte naaldbos in ha dat wordt omgezet naar loofbos} * (0,11 \text{ indien geen extra} \\
 & \text{maatregelen voor beschermde soorten} + 0,14 \text{ indien extra maatregelen voor beschermde soorten} \\
 & - 0,022 \text{ indien niet meer toegankelijk} + 0,0013 * \text{variatie} - 0,080 * \text{aandeel loofbos} - 0,00021 * \\
 & \text{aantal ha omzetting loofbos} - 0,0052 \text{ voor aanwezigheid substituten natuur in provincie} + 0,022 * \\
 & \% \text{ hoger opgeleiden} + 0,000014 * \text{inkomen} + 0,073 * \% \text{ leden van natuur- of milieuvereniging}) \\
 \\
 & = 50 * (0,074 * 0 + 0,11 * 1 - 0,022 * 1 + 0,0013 * 100/50 - 0,12 * 55/205 - 0,0052 * 1 + 0,022 * 0,33 \\
 & + 0,000014 * 3061 + 0,073 * 0,08) + 50 * (0,11 * 1 + 0,14 * 0 - 0,022 * 0 + 0,0013 * 100/50 - 0,080 * \\
 & 100/205 - 0,00021 * 50 - 0,0052 * 1 + 0,022 * 0,33 + 0,000014 * 3061 + 0,073 * 0,08) \\
 \\
 & = 11,15 \text{ € per huishouden per jaar}
 \end{aligned}$$

Voor Geel ligt de culturele waarde van een omzetting van naaldbos naar loofbos en heide tussen 26.418 € en 169.361 € per jaar.

7.1.4. FUNCTIE 4: VERBETERING VAN DE ECOLOGISCHE STATUS VAN EEN WATERLOOP

→ Beschrijving

Deze functie schat de betalingsbereidheid voor een verbetering van de ecologische status van een waterloop. De functie beschouwt zowel verbeteringen aan oppervlaktewaterkwaliteit, hydromorfologie en biologische waterkwaliteit.

Benodigde inputgegevens:

- Huidige waterkwaliteit: ontoereikend, matig, goed, zeer goed (fysisch chemisch meetnet VMM) <http://www.vmm.be/geoview/>
- Toestand van de oevers: ecologisch ontoereikend (verhard), matig (natuurlijke materialen, groene oevers), goed (verlaging dijk met natter landschap), zeer goed (ruimte voor rivier: aansluiten meanders, weghalen dijken waar mogelijk)
- Biologische waterkwaliteit: ontoereikend, matig, goed, zeer goed (biologisch meetnet VMM) <http://www.vmm.be/geoview/>
- Toestand fysisch-chemische en biologische waterkwaliteit en toestand oevers in toekomstig scenario.
- Aantal km waterloop die verbetert
- Bekken waarin deze waterloop gelegen is

→ Kwantitatieve en monetaire waardering

De betalingsbereidheid werd geschat via verschillende keuze-experimenten waarbij de Demer en de Nete of de Oude Kale en de Leie als gevalstudies werden gebruikt. Meer uitleg hierover vindt u onder achtergronddocumenten op de website van de Natuurwaardeverkenner.

→ Uitgangspunten

- De waardering geldt enkel voor bevaarbare waterlopen en waterlopen van categorie 1. Voor kleinere waterlopen zijn de resultaten meer onzeker.
- De functie kan gecombineerd worden met de andere functies indien het gaat over een project waarbij verbeteringen aan de waterloop gecombineerd worden met veranderingen in landgebruik in terrestrische ecosystemen.

→ Te gebruiken functies

Lage schatting:

$$\text{BTB} = (0,12 + 0,36 * \text{kwalo/m-m/g} + 0,12 * \text{kwalg-zg} + 0,037 * \text{hydroo-mat} + 0,010 * \text{hydrom-g} + 0,015 * \text{hydrog-zg} + 0,18 * \text{soorto-m} + 0,16 * \text{soortm-g/zg}) * 77,42 * \text{lengte waterloop in km} * 1000 + (0,022 + 0,15 * \text{kwalo/m-m/g} + 0,052 * \text{kwalg-zg} + 0,016 * \text{hydroo-m} + 0,0043 * \text{hydrom-g} + 0,0064 * \text{hydro g-zg} + 0,075 * \text{soorto-m} + 0,069 * \text{soortm/g-g/zg}) * \text{lengte waterloop in km} * 16,8\% * \text{aantal huishoudens bekken}$$

Hoge schatting:

$$\text{BTB} = (0,19 + 0,25 * \text{kwalo/m-m/g} + 0,17 * \text{kwalg-zg} + 0,028 * \text{hydroo-mat} + 0,0062 * \text{hydrom-g} + 0,0092 * \text{hydrog-zg} + 0,25 * \text{soorto-m} + 0,095 * \text{soortm-g/zg}) * 125,08 * \text{lengte waterloop in km} * 1000 + (0,094 + 0,23 * \text{kwalo/m-m/g} + 0,16 * \text{kwalg-zg} + 0,026 * \text{hydroo-m} + 0,006 * \text{hydrom-g} + 0,008 * \text{hydro g-zg} + 0,22 * \text{soorto-m} + 0,087 * \text{soortm/g-g/zg}) * \text{lengte waterloop in km} * 16,8\% * \text{aantal huishoudens bekken}$$

In te vullen:

	huidig	toekomst						
indien bij waterkwaliteit chemisch	ontoeikend/slecht	ontoeikend/slecht	kwalo/m-m/g	0	kwalg-zg	0		
	ontoeikend/slecht	matig		1		0		
	ontoeikend/slecht	goed		2		0		
	ontoeikend/slecht	zeer goed		2		1		
	matig	matig		0		0		
	matig	goed		1		0		
	matig	zeer goed		1		1		
	goed	goed		0		0		
	goed	zeer goed		0		1		
indien bij hydromorfologie (oever)	ontoeikend/slecht	ontoeikend/slecht	hydroo-m	0	hydrom-g	0	hydro g/zg	0
	ontoeikend/slecht	matig		1		0		0
	ontoeikend/slecht	goed		1		1		0
	ontoeikend/slecht	zeer goed		1		1		1
	matig	matig		0		0		0
	matig	goed		0		1		0

	huidig	toekomst					
	matig	zeer goed		0		1	1
	goed	goed		0		0	0
	goed	zeer goed		0		0	1
indien bij waterkwaliteit – biologisch	ontoereikend/slecht	ontoereikend/slecht	soortom	0	soort m/g-g/zg	0	
	ontoereikend/slecht	matig		1		0	
	ontoereikend/slecht	goed		1		1	
	ontoereikend/slecht	zeer goed		1		1	
	matig	matig		0		0	
	matig	goed		0		1	
	matig	zeer goed		0		1	
	goed	goed		0		0	
	goed	zeer goed		0		1	

Bepaal in welk bekken de waterloop ligt en zoek het aantal huishoudens op. Deze tabel is terug te vinden bij de achtergronddocumenten op de website van de Natuurwaardeverkenner.

→ **Een voorbeeld**

We verbeteren de Grote Nete tussen Heist-op-den-Berg en Herenthout over een lengte van 10 km naar een goede ecologische status. Dit betekent een realisatie van goede waterkwaliteit (goed), hermeandering en ecologisch herstel van de valleigebieden (zeer goed) en een hoge soortenrijkdom (zeer goed).

De huidige toestand van dat deel van de Nete is momenteel een matige waterkwaliteit, een goede soortenrijkdom en ze loopt tussen groene dijken (matig).

	Huidige status	Toekomstige status	invullen
waterkwaliteit	matig	Goed	o/m-m/g: 1
hydromorfologie	matig	zeer goed	m-g 1; g-zg: 1
soortenrijkdom	goed	zeer goed	m/g-g/zg: 1

Het Netebekken telt 248 682 huishoudens.

De baten van de verbetering van de goede ecologische status van de 10 km van de Grote Nete liggen tussen 619.147€ en 865.262€ per jaar.

Lage schatting:

$$\begin{aligned}
 \text{BTB} &= (,12 + 0,36 * \text{kwalo/m-m/g} + 0,12 * \text{kwalg-zg} + 0,037 * \text{hydroo-mat} + 0,010 * \text{hydrom-g} + \\
 &0,015 * \text{hydrog-zg} + 0,18 * \text{soorto-m} + 0,16 * \text{soortm-g/zg}) * 77,42 * \text{lengte waterloop in m} \\
 &+ (0,022 \\
 &+ 0,15 * \text{kwalo/m-m/g} + 0,052 * \text{kwalg-zg} + 0,016 * \text{hydroo-m} + 0,0043 * \text{hydrom-g} + 0,0064 * \text{hydro} \\
 &\text{g-zg} + 0,075 * \text{soorto-m} + 0,069 * \text{soortm/g-g/zg}) * \text{lengte waterloop in km} * 16,8\% * \text{aantal} \\
 &\text{huishoudens bekken} \\
 \\
 &= (0,12 + 0,36 * 1 + 0,12 * 0 + 0,037 * 0 + 0,010 * 1 + 0,015 * 1 + 0,18 * 0 + 0,16 * 1) * 77,42 * 10000\text{m} \\
 &+ (0,022 + 0,15 * 1 + 0,052 * 0 + 0,016 * 0 + 0,0043 * 1 + 0,0064 * 1 + 0,075 * 0 + 0,069 * 1) * 10 \text{ km} * \\
 &16,8\% * 248.682 \\
 \\
 &= 619.147 \text{ € per jaar voor de verbetering}
 \end{aligned}$$

Hoge schatting:

$$\begin{aligned}
 \text{BTB} &= (0,19 + 0,25 * \text{kwalo/m-m/g} + 0,17 * \text{kwalg-zg} + 0,028 * \text{hydroo-mat} + 0,0062 * \text{hydrom-g} + \\
 &0,0092 * \text{hydrog-zg} + 0,25 * \text{soorto-m} + 0,095 * \text{soortm-g/zg}) * 125,08 * \text{lengte waterloop in m} \\
 &+ (0,094 + 0,23 * \text{kwalo/m-m/g} + 0,16 * \text{kwalg-zg} + 0,026 * \text{hydroo-m} + 0,006 * \text{hydrom-g} + 0,008 * \\
 &\text{hydro g-zg} + 0,22 * \text{soorto-m} + 0,087 * \text{soortm/g-g/zg}) * \text{lengte waterloop in km} * 16,8\% * \text{aantal} \\
 &\text{huishoudens bekken} \\
 \\
 &= (0,19 + 0,25 * 1 + 0,17 * 0 + 0,028 * 0 + 0,0062 * 1 + 0,0092 * 1 + 0,25 * 0 + 0,095 * 1) * 125,08 * \\
 &10000 \text{ m} + (0,094 + 0,23 * 1 + 0,16 * 0 + 0,026 * 0 + 0,006 * 1 + 0,008 * 1 + 0,22 * 0 + 0,087 * 1) * 10 \\
 &\text{ km} * 16,8\% * 248.682 \\
 \\
 &= 865.262 \text{ € per jaar voor de verbetering}
 \end{aligned}$$

7.1.5. BEPERKINGEN VAN DE VERSCHILLENDE FUNCTIES

De waarderingsfuncties zijn afgeleid van keuze-experimenten⁴ waarbij mensen een betalingsbereidheid voor specifieke scenario's hebben uitgedrukt. Projecten waarvoor u als gebruiker berekeningen doet, zullen zelden voor 100 % overeenkomen met die scenario's. De kenmerken van die scenario's en de factoren die voor de mensen van belang zijn voor hun waardering van natuur, hebben gevolgen voor het toepassen van de waarderingsfunctie. We bespreken hier de verschillende elementen die hierbij van belang zijn:

→ Kenmerken van het gebied dat omgezet wordt

De waarderingsfunctie berekent de betalingsbereidheid voor een verandering in landgebruik. De uitgangssituatie voor deze verandering in functie 1 en functie 2 was een landbouwgebied met weinig natuur- en/of landschappelijke waarden, een lage soortenrijkdom zonder wandel- of fietspaden doorheen het gebied en grenzend aan ander landbouwgebied. Voor functie 3 was dit een naaldbos met weinig natuurwaarden waarin wel wandel-, fiets- of ruiterspaden liggen en voor functie 4 een waterloop met een slechte waterkwaliteit, lage soortenrijkdom en verharde oevers.

Als de huidige situatie van deze kenmerken verschilt, moet u hiermee rekening houden bij het invullen van de waarderingsfunctie. Indien er in het huidige gebied al aangelegde wandel- en fietspaden liggen, of er is een hoge soortenrijkdom aanwezig, dan moet u deze parameters op 0 zetten. Als toegankelijkheid of soortenrijkdom niet verbetert, kan hier ook geen bijkomende betalingsbereidheid voor worden verwacht.

Als het huidige gebied een landschappelijke waarde (historische, culturele waarde) heeft, overschat de functie vermoedelijk de extra belevings- en overdrachtswaarde van het nieuwe gebied. Omdat er geen gegevens beschikbaar zijn over betalingsbereidheid voor de historische waarde van landschappen, kunnen we hiervoor geen correctie voorzien.

De bandbreedte in de bevraging (functie 1 en 2) omvatte gebieden van 10 tot 200 ha. In het onderdeel "Onderbouwing van de functie" geven we aan hoe we in deze handleiding de waarderingsformule verder hebben uitgewerkt om ze ook te kunnen toepassen op gebieden kleiner dan 10 ha en groter dan 200 ha, ook al zal de onzekerheid op deze uitkomsten groter zijn.

→ Toepasbaarheid voor Vlaanderen en aangrenzende regio's en landen

De beschreven functies zijn toepasbaar in heel Vlaanderen.

De bevraging voor functie 1 is uitsluitend gebeurd voor huishoudens uit de provincies Oost-Vlaanderen, West-Vlaanderen, Vlaams-Brabant en de westelijke helft van de provincie Antwerpen. Voor de Kempen en de provincie Limburg kan dus niet bepaald worden of de betalingsbereidheid daar lager of hoger is. Omdat deze regio's meer groene ruimte ter beschikking hebben dan de andere provincies, kan men verwachten dat de betalingsbereidheid hier lager ligt, waardoor de waarderingsfunctie de betalingsbereidheid in deze regio's mogelijk zou overschatten. Sommige

⁴ Voor meer info over deze methode zie bijv. LNE, 2008.

literatuur geeft dan weer aan dat mensen die in een groene omgeving wonen, een hogere betalingsbereidheid hebben voor meer groen omdat zij dit heel belangrijk vinden en precies daarom op die locatie zijn gaan wonen. De andere functies zijn afgeleid uit bevestigingen voor specifieke locaties. Hier zijn mensen over gans Vlaanderen bevestigd. Bij de analyse werden geen provinciale verschillen in betalingsbereidheid vastgesteld, ook niet voor de provincies Limburg en Antwerpen.

De keuze-experimenten zijn enkel gebaseerd op een bevestiging van inwoners in Vlaanderen. We weten niet in welke mate mensen in naburige regio's een betalingsbereidheid hebben voor de beschikbaarheid van meer natuurgebieden in Vlaanderen. Wel stellen we vast dat er in de grensregio's gebieden zijn die bezoekers krijgen uit deze regio's. We denken daarom dat het niet-opnemen van de waarde van mensen uit naburige regio's een te grote vertekening zou geven voor de totale economische waarde van grensgebieden. We nemen de betalingsbereidheid van de Vlaming als een benadering voor de huishoudens uit de andere regio's (Wallonië, Nederland, Duitsland en Frankrijk). De onzekerheid op deze waarde is daardoor groot, maar minder groot dan wanneer we de betalingsbereidheid van niet-Vlaamse huishoudens voor grensgebieden niet zouden meenemen.

7.1.6. UITGEDRUKTE VOORKEUREN ALS INDICATOR

Als indicator op het dashboard gebruiken we de gemiddelde betalingsbereidheid per huishouden per jaar voor de geplande ingrepen. Hiervoor berekenen we een van de bovenstaande formules voor alle statistische sectoren binnen de relevante afstand en nemen hiervan het gemiddelde.

7.2. RECREATIE EN BELEVING

Om de gevoeligheid te testen van de resultaten die bekomen worden op basis van de voorgaande waarderingsfuncties en om een alternatief te voorzien wanneer deze niet bruikbaar zijn, waarden we in deze paragraaf de verschillende culturele diensten apart. We maken hierbij een onderscheid tussen de belevingswaarde voor recreanten en toeristen, omwonenden en de niet-gebruikswaarde.

7.2.1. BELEVING VAN RECREANTEN EN TOERISTEN

→ Beschrijving

Eén van de belangrijkste diensten van groene open ruimte is recreatie en toerisme. We beschouwen hier de bezoeken van maximaal één dag als recreatie en de bezoeken met minstens één verblijf als toerisme.

Deze handleiding betreft verschillende vormen van recreatie en toerisme. Het omvat naast specifieke natuurgerichte activiteiten (vogelkijken, natuurstudie, ...) ook de zogenaamde zachte, informele recreatie (wandelen en fietsen) en specifieke activiteiten zoals spelen, lopen, mountainbiken, zwemmen, varen, jagen en vissen.

Er zijn uiteenlopende motieven voor een bezoek, namelijk ontspanning en herstel, sociale motieven (er op uit met familie en vrienden) en in mindere mate specifiek natuurgericht (Goosen 2003). Het hoofdmotief van activiteiten als jagen en vissen is hier ontspanning en niet het verkrijgen van goederen als wild en vis. In dat geval zouden de diensten gecatalogeerd worden onder de producerende diensten.

Benodigde inputgegevens:

- scores voor relief, cultuurhistorische kwaliteit, geluidsverstoring, horizonvervuiling (voor bepalen van de scores, zie De Nocker, Verachtert et al. 2016)
- landgebruik in het gebied
- padendensiteit
- mate dat paden deel uitmaken van een netwerk of route
- recreatieve faciliteiten zoals zitbanken, infoborden, bezoekerscentra...
- aantal wandelaars, fietsers, mensen die met voortransport komen en toeristen in het huidige gebied.

Deze gegevens worden in de tool allemaal van voorberekende kaarten gehaald.

→ Methode

De methode opgenomen in het model is een vereenvoudiging van de methodiek die ontwikkeld werd door VITO (De Nocker, Verachtert et al. 2016). In het model worden vier types van recreatie (= wandelen, fietsen, recreatie met voortransport en bezoeken door toeristen) berekend binnen Vlaanderen en wordt het aantal bezoekers toegewezen aan de verschillende groengebieden (aaneensluitende natuur en landbouw) in het projectgebied. Hierbij wordt rekening gehouden met

de aantrekkelijkheid van het landschap en de grootte van de groengebieden binnen het gebied en rondom rond (aanbod) als ook het aantal potentiële recreanten in de omgeving (vraag). Door vraag en aanbod met elkaar te combineren, rekening houdend met de aantrekkelijkheid van de andere omliggende gebieden en bepaalde afstandsrelaties, wordt een schatting gemaakt van de levering van recreatie in het gebied.

Voor meer uitgebreide informatie wordt er doorverwezen naar het rapport uitgegeven door VITO (De Nocker, Verachtert et al. 2016).

→ **Kwalitatieve waardering**

De kwalitatieve waardering is een score op basis van de aantrekkelijkheid en de inrichting van het gebied voor recreatie.

Hierbij worden een reeks factoren in rekening genomen die het landschap aantrekkelijker of minder aantrekkelijk maken voor recreatie. De berekening vertrekt vanuit een basisscore op basis van het landgebruik, waarna er een reeks positieve (aanwezigheid water, cultuurhistorische waarde, biodiversiteit...) en negatieve effecten (horizonvervuiling, geluid...) mee in rekening worden genomen.

Aanvullend wordt er ook rekening gehouden met de inrichting van het gebied: Hoeveel paden zijn er aanwezig? Zijn ze bewegwijzerd? Zijn er recreatieve faciliteiten zoals informatieborden, zitbanken of een bezoekerscentrum?

De grootte van deze effecten werd berekend door VITO op basis van eigen onderzoek naar preferenties van recreanten en literatuur.

De volgende formule wordt gebruikt voor de aantrekkelijkheid van het landschap:
 Basisscore= % natuur, bos en water * 0.1 + % landbouw*0.05 + % stedelijk *0

Positieve en negatieve effecten:

Basisscore *(0.1 indien water + score voor soortenrijkdom + score voor diversiteit landschap +score voor reliëf + score voor cultuur-historische waarde –score voor horizonvervuiling –score voor geluid)

Deze scores zijn af te lezen van inputkaarten in de Natuurwaardeverkenner webtool.

De score voor de inrichting van het landschap wordt berekend op basis van de huidige padendensiteit berekend door VITO en aanpassingen aan het gebied (Tabel 31) en de faciliteiten die er zijn of worden aangelegd (Tabel 30)

Tabel 29: Wijziging padendensiteit in toekomstige gebied en invloed op de score

Verandering padendensiteit	daalt sterk (--)	Daalt (-)	Zelfde(0)	neemt toe (+)	neemt sterk toe (++)	% bewegwijzerd of deel van routenetwerk van paden die verdwijnen of bijkomen.
Aantal paden	-0.2	-0.1	0	+0.1	+0.2	+0.1*% Of -0.1*%

Tabel 30: Antwoord op de vraag in welke mate recreatieve faciliteiten aanwezig zijn.

Antwoord	score
Geen (als geen van de faciliteiten wordt aangeduid)	0
Beperkt (als max 2 van lijst behalve bezoekerscentrum)	0.1
Ruim (indien tussen 3 en 6 van van lijst behalve bezoekerscentrum)	0.3
Uitgebreid (bezoekerscentrum of >6 andere)	0.5

Bron: VITO

Deze scores worden berekend voor zowel het huidige als het toekomstige gebied. Een gemiddelde van de aantrekkelijkheidsscore en de inrichtingsscore wordt gemaakt om de uiteindelijke kwalitatieve waardering te bepalen.

→ Kwantitatieve waardering

Voor de kwantitatieve waardering wordt het totaal aantal bezoeken per jaar geschat voor een gebied.

Dit aantal bezoeken wordt ingeschat op basis van 3 factoren:

- De aantrekkelijkheid en inrichting van het gebied
- Omvang van het volledige groengebied waarvan het geselecteerde gebied deel uitmaakt.
- De bevolkingsdichtheid en het gemiddeld aantal bezoeken per persoon per type recreatie (zie Tabel 31)
- Andere groengebieden in de omgeving.
- Afstand van de bevolking tot het gebied.

Op basis van deze kenmerken werd via een herverdelingsmodel een verdeling van het aantal bezoeken over alle groengebieden in Vlaanderen gedaan. Deze kaarten worden in de Natuurwaardeverkenner gebruikt om het huidig aantal bezoekers in te schatten. Het toekomstig aantal bezoekers wordt verhoudingsgewijs ingeschat op basis van wijzigingen in de aantrekkelijkheidsscore en de inrichting.

Tabel 31: Gemiddeld aantal bezoeken per inwoner per jaar per type activiteit

Type activiteit		Max Afstand	Bezoeken/inw.jaar
		Km	Vlaanderen
Lokaal	Wandelen	5	20
	Fietsen	20	10
Bovenlokaal	Met voortransport	100	5
Bovenlokaal	Buitenland		nvt
Totaal per inwoner			35
Toeristen	Met overnachting		2.1

→ Monetaire waardering

De monetaire waardering wordt afgeleid door het aantal geschatte bezoeken (kwantificering) te vermenigvuldigen met een waarde per bezoek. Voor een schatting van de maatschappelijke baten van recreatie kijken we naar de extra welvaart en welzijn voor de recreant per bezoek.

De economische recreatiewaarde is een indicator voor de baten (welvaartswinsten) die mensen ondervinden van hun bezoek aan de open groene ruimte, en ze weerspiegelen de redenen voor het bezoek (bijv. mentale rust en ontspanning, een fysieke activiteit en uitdaging, natuurbeleving). Deze waarde is bepaald op basis van een gemiddelde schatting uit de (internationale) literatuur, waarbij we verder rekening houden met de duur van een bezoek en de afstand tot de woonplaats.

Er is een brede set van studies beschikbaar over de welvaartswaarde van een bezoek aan groene ruimtes voor de recreant. Deze studies hanteren grosso modo twee methodes. In een eerste benadering wordt de waarde die de recreant hecht aan een bezoek afgeleid uit de kosten en inspanningen die hij hiertoe levert, met name het “opgeven” of “investeren” van vrije tijd en eventuele verplaatsingskosten (reiskostenmethode). In een tweede benadering wordt aan mensen gevraagd hoeveel zij zouden willen betalen om bijvoorbeeld een wandelbos in hun omgeving aan te leggen. De exacte waarde per gebied hangt af van een reeks factoren, waaronder bevragsingsmethodiek, type natuur, type recreatie, duur van het bezoek, inkomensniveau etc.

Voor ECOPLAN volgen we de aanpak uit de UK NEA-studie (Bateman et al., 2014). Hierbij is de waardering van bezoeken gebaseerd op een recente meta-analyse van 250 studies wereldwijd naar de waarde van een bezoek aan bos of natuurgebied (Sen, 2011). Verder vergelijken we deze aanpak met gegevens uit andere studies en een eigen ruwe schatting op basis van de verplaatsingskosten en tijdsbesteding. De gemiddelde waarde voor een bezoek is dan 4,4€/bezoek met een bandbreedte tussen 3€ en 9€.

Omdat we in deze methode ook onderscheid willen maken tussen lokale (frequente, relatief korte bezoeken aan open groene ruimte vlakbij de eigen woning, zowel wandelen als fietsen) en de

bovenlokale bezoeken (langere bezoeken, meestal met voortransport) en hiermee in de bovenstaande literatuur geen rekening werd gehouden, maken we zelf een inschatting op basis van de verwachte duur en afstand van het bezoek.

We merken op dat gezinnen in de omgeving (tot +/- 1 km) van een toegankelijke, groene ruimte naast reiskosten ook een meerprijs betalen bij de huur of aankoop van een woning om in de nabijheid van dergelijk gebied te wonen. Om risico op dubbeltelling te voorkomen, wordt deze meerprijs niet apart meegenomen of berekend. We nemen wel de meerprijs voor woningen met zicht op groene ruimte afzonderlijk mee omdat dit vooral gaat over visueel genot en dus verder gaat dan recreatie (zie verder).

→ **Uitgangspunten**

- Bij een herinrichting van het gebied kunnen specifieke ingrepen maken dat verschillende groengebieden met elkaar verbonden worden. Dit heeft in principe een impact op de grootte van het groengebied en dus op de aantrekkelijkheid met betrekking tot de gebiedsinrichting. Er is geen herberekening van de groenclusters voorzien. Effecten van specifieke ingrepen die als doel hebben om groengebieden (natuur en landbouw samen) te vergroten of met elkaar te verbinden kunnen dus maar in beperkte mate worden berekend. .
- Voor wandelen wordt de bevolking geëvalueerd tot op een afstand van 5 km van het projectgebied. Voor bovenlokale recreatie loopt deze afstand dan op tot een maximale afstand van 100 km of tot aan de Vlaamse grens. Recreatie en toerisme vanuit de grensgebieden (met uitzondering van Brussel) worden niet meegenomen.

→ **Te gebruiken cijfers**

Tabel 32: kengetallen voor waardering van een bezoek (€/bezoek)

	Waarde (€ /bezoek)
Ommetje, wandelen	1,5 €
Fietsen	3 €
Bovenlokale bezoeken met voortransport	12€
Toerisme	12€

Bron: eigen inschatting VITO

→ **Vertaling naar een indicator**

Het aantal bezoeken aan een gebied spreekt voor zichzelf. We vertalen dit ook verder naar wat dit betekent voor de recreatie/horecasector in de omgeving door de bestedingen die recreanten maken te vertalen naar aantal jobs die in de sector hierdoor worden gecreëerd.

Tabel 33: Gemiddelde bestedingen per bezoek per recreatietype.

Activiteit	Bron	€/bezoek
lokaal wandelen	NPHK, 2009	3
korte fietstochten	Prov. Antwerpen	8
Daguitstappen	Toerisme Vlaanderen	18.6
Verblijfstoerisme	Toerisme Vlaanderen	57
Gewogen gemiddelde		8.35

Deze bestedingen zorgen voor 15,37 Voltijds eenheden (VTE) per miljoen bestedingen.

→ **Een voorbeeld**

Een gebied van 50 ha landbouwgebied in West-Vlaanderen wordt voor 10 ha bebost. Langs het gebied loopt een bewegwijzerde fietsroute. Doorheen het gebied lopen landbouwwegels. In het ganse gebied worden er zitbanken geplaatst en informatieborden over lokale fauna en flora en over het cultuurhistorische belang van het landschap.

Kwalitatieve waardering

We bevragen de verschillende inputkaarten voor recreatie om te kijken welke factoren een invloed hebben op de aantrekkelijkheid van het landschap.

De basisscore voor het huidige gebied is $100 * 0.005 = 0.5$

Die voor het toekomstige gebied is $20 \cdot 0,01 + 80 \cdot 0,005 = 0,6$

Opslagfactoren: Basisscore $\cdot (0,1$ indien water + score voor soortenrijkdom + score voor diversiteit landschap + score voor reliëf + score voor cultuur-historische waarde + score voor horizonvervuiling – score voor geluid)

- Er is geen water in het gebied dus hiervoor geen opslagfactor
- Score voor soortenrijkdom: het gebied kent nu geen hoge soortenrijkdom maar er worden wel maatregelen genomen om deze te verhogen: 0,1
- Diversiteit aantal ha bos/aantal ha niet stedelijk: huidig=0 ; toekomstig =0,2
Opslagfactor huidig= 0; opslagfactor toekomstig= 0,06
- Score relief: er is geen reliefverschil:0
- Het gebied kent een zeker cultuur-historische waarde. Op de door VITO geproduceerde inputkaart vinden we een score van 0,02
- Score horizonvervuiling: op de kaart van VITO vinden we een score van -0,03
- Score geluidsniveau: op de kaart van VITO vinden we een score van 0,1

De totale aantrekkelijkheidsscore huidig = $0,5 + 0,5 \cdot (0 + 0 + 0 + 0 + 0,02 - 0,03 - 0) = 0,45$

De totale aantrekkelijkheidsscore toekomstig = $0,6 + 0,6 \cdot (0 + 0,1 + 0,06 + 0 + 0,02 - 0,03 + 0,1) = 0,75$

De maximale score die hier mogelijk is, is 2,75. Om de score te normaliseren delen we de scores door deze waarde: huidig=0,16; toekomstig= 0,27

We vinden een padendensiteitsscore op de VITO kaart van 0,3. Hier wijzigt niets aan omdat de huidige paden behouden blijven.

Er zijn momenteel geen recreatieve faciliteiten in het gebied (score 0). In de toekomstige situatie worden er zitbanken en infopanelen geplaatst (score 0+0,1).

Totale score voor recreatieve faciliteiten huidig= 0,3

Totale score voor recreatieve faciliteiten toekomstig= 0,4

De total kwalitatieve score huidig = (gemiddelde van 0,16 en 0,3) $\cdot 9 + 1 = 3$

De totale kwalitatieve score toekomstig = (gemiddelde van 0,27 en 0,4) $\cdot 9 + 1 = 4$

Kwantitatieve waardering

Het huidig aantal bezoeken op basis van de recreatiekaarten wordt ingeschat op :

300 lokale wandelbezoeken

100 lokale fietsbezoeken

50 bovenlokale bezoeken

30 bezoeken door toeristen

Door de bebossing en extra faciliteiten wordt het gebied aantrekkelijker voor recreatie. Het aantal bezoeken wordt ingeschat op:

$300 \cdot \frac{4}{3} = 400$ lokale wandelbezoeken

$100 \cdot \frac{4}{3} = 133$ lokale fietsbezoeken

$50 \cdot \frac{4}{3} = 67$ bovenlokale bezoeken

$30 \cdot \frac{4}{3} = 40$ toeristen

Dit is een toename van ongeveer 160 bezoeken.

Monetaire waardering

$100 * 1.5\text{€}/\text{bezoek} + 33 * 3\text{€}/\text{bezoek} + 17 * 12\text{€}/\text{bezoek} + 10 * 12\text{€}/\text{bezoek} = 573\text{€}$ per jaar

Indicator

Extra jobs door de bebossing: $(160 * 8,35\text{€}/\text{bezoek} / 1.000.000\text{€} * 15,37 \text{ VTE}/\text{mio €} = 0.02$ jobs

7.2.2. BELEVING DOOR OMWONENDEN: MEERWAARDE WONINGEN

→ Beschrijving

Woningen in de nabijheid van groene ruimte (natuur, bos en landbouwgebied) hebben een meerwaarde door het uitzicht op het gebied (visueel genot) en de nabijheid van deze gebieden voor recreatie. Het effect op de woningprijzen vindt men terug tot op één km (sommige literatuur duidt zelfs op verdere afstanden). Nabijheid van recreatie is al meegenomen bij de bovenstaande schattingen voor recreatie, zowel betreffende aantallen bezoeken als hun waardering. Om dubbeltellingen te vermijden beperken we ons daarom tot het visuele genot. De omvang hiervan is gebaseerd op studies waarbij een verband is gevonden tussen de waarde van woningen met zicht op groene ruimte in vergelijking met woningen met zicht op versteende ruimte (hedonische prijzenmethode). De eigen tuin wordt niet meegerekend bij deze baat.

Benodigde inputgegevens:

- Aantal woningen binnen 400 m van groene open ruimte in je studiegebied

→ Kwalitatieve waardering

Voor de kwalitatieve analyse kijken we naar het aantal woningen in het gebied en met zicht op het studiegebied. Om rekening te houden met de relatieve omvang van het gebied delen we het aantal woningen door de oppervlakte van het gebied. Gebieden met een hoge score hebben relatief meer woningen in en rond het studiegebied dan gebieden met een lage score.

Noteer dat deze indicator ontwikkeld is om gebieden onderling te vergelijken en dat men de indicator niet kan vergelijken met het aantal woningen of inwoners per km² voor Vlaanderen of per sector.

→ Kwantitatieve waardering

. Het effect van zicht op groen wordt uitgedrukt in een procentuele verandering van de waarde van de woningen. We hanteren cijfers uit een recente studie van Helger en Vastmans (2016) die het effect van open groene ruimte op de marktprijzen voor wonen in Vlaanderen bepaalt aan de hand van de hedonische prijzenmethode. Voor meer informatie over de studie zie achtergrondinformatie bij de Natuurwaardverkenner.

We gebruiken de lineaire regressievergelijking waarbij een toename van natuurgroen (natuur, bos, park) binnen 400 m van de woning met 10% leidt tot een meerwaarde van de woning met 0,75% en voor een toename van 10% landbouw met 0,47%.

Vertalen we dit naar ha dan betekent dat 1 ha groen binnen een straal van 400m de prijs van de woning gemiddeld met 0.15%⁵ doet toenemen en 1 ha landbouw de prijs met 0.09% doet toenemen.

⁵ 1 hectare vertegenwoordigt een aandeel van $10.000\text{m}^2 / (400 * 400 * \pi) = 0,019894$. Dit aandeel kan vervolgens vermenigvuldigd worden met de geschatte coëfficiënt voor groene ruimte, 0.0755. Dit impliceert

→ **Monetaire waardering**

Voor de monetaire waardering passen we het berekende % toe op de gemiddelde waarde van het aantal woningen in een straal van 400 m rond het gebied.

De informatie m.b.t. de gemiddelde waarde van de woning is dezelfde als deze voor waardering van effecten op geluid en komt neer op 236.634euro of een jaarlijkse waarde van 11.015 €/jaar (prijzen 2014). We geven er de voorkeur aan om te rekenen met jaarlijkse waardes, zodat we consistent zijn met de andere diensten.

VB

Omdat we in de natuurwaardeverkenner vertrekken vanuit het groen en niet vanuit de woning moeten we nog een correctie doen voor de oppervlakte van een gebied dat binnen 400m van de woning ligt. Voor een gebied van bijv. 200 ha zal er slechts een deel van dit gebied binnen de 400m van de woningen liggen en niet de volledige 200 ha. Hiervoor wordt gecorrigeerd in de formule.

→ **Uitgangspunten**

- We kunnen op basis van de beschikbare data geen onderscheid maken tussen kwaliteit van groen. Wel is er een onderscheid tussen natuurgroen/bos en landbouwgroen.
- We berekenen de baten voor een gemiddelde woning.

→ **Te gebruiken cijfers**

tabel 34: scores voor de kwalitatieve waardering van woongenot

Ondergrens	score
0	1
1	2
1000	3
2500	4
5000	5
10000	6
25000	7
50 000	8
100 000	9
200 000	10

Op basis van kaart meerprijs woningen door groen ECOPLAN 2016:

Kwantitatieve waardering

een waarde van 0,001502, hetgeen vervolgens vermenigvuldigd moet worden met 100 om tot een procentuele toename te komen, 0,1502%.

(Aantal ha groen *0,0015+aantal ha landbouw *0.000939)* correctiefactor

Tabel 35: Correctie voor grootte van het gebied

Grootte gebied (ha)	% in buffer 400m rond woningen
5-50	100
50-100	94
100-200	70
200-400	42
400-600	23
600-800	13
>800	9%

Monetaire waardering

Kwantitatieve waardering * 11.015€/woning * aantal woningen binnen 400 m gebied

→ **Vertaling naar een indicator**

De kwantitatieve waardering wordt als indicator weerhouden in het dashboard.

→ **Een voorbeeld**

20 woningen hebben een zicht op een open landschap van weilanden van 50 ha.

Kwalitatieve waardering

De dienst woongenot in dit gebied scoort (20 woningen/50 ha).

Kwantitatieve waardering

50 ha * 100% * 0.000939 prijseffect /ha = 0.05=5%

Monetaire waardering

5% *20 woningen * 11.015€/woning.jaar= 11.015€/jaar

7.2.3. GEZONDHEIDSEFFECTEN VAN CONTACT MET GROEN

→ **Beschrijving**

Er is veel wetenschappelijke evidentie dat groene gebieden een bijdrage leveren aan het verbeteren van de fysieke en mentale gezondheid van omwonenden en mensen die deze gebieden bezoeken. Hierbij zijn er verschillende mechanismen die spelen:

- Zicht op en contact met groen hebben positieve effecten op mentale gezondheid (stress, depressie).
- Nabijheid van groen stimuleert openluchtrecreatie en beweging, met directe positieve effecten op gezondheid en afgeleide positieve effecten via het verminderen van overgewicht.
- Contact met groen zorgt voor een betere ontwikkeling van kinderen.
- Nabijheid van groen verlaagt de kans op overgewicht en obesitas.
- Daarnaast biedt groene ruimte een specifiek kader van belang voor zorgtoerisme.

Onrechtstreekse gezondheidseffecten via luchtkwaliteit of reductie van geluidshinder zijn er ook, maar ze vallen niet onder deze categorie.

Er is een zekere overlap met de baten van recreatie. Herstel en rust behoren tot de belangrijkste motieven voor recreatieve bezoeken aan groene ruimtes, en dit motief is nauw verbonden met mentale gezondheidseffecten. Recreatieve bezoeken leiden ook tot meer beweging en dit is één van de elementen die leiden tot gezondheidseffecten. In de vorige hoofdstukken hebben we deze effecten ook beschouwd, maar vanuit het oogpunt van de recreant en de omwonende. De gezondheidsbaten komen ook de rest van de maatschappij ten goede, in de vorm van minder uitgaven in de gezondheidszorg en vermeden absentieïsme op de werkplaats. In dit hoofdstuk besteden we daarom zowel aandacht aan de gezondheidseffecten en gerelateerde baten voor de patiënt, maar ook indirecte effecten voor de rest van de maatschappij.

Benodigde inputgegevens:

- Het aantal inwoners in het gebied en binnen 100m
- Het aantal inwoners tussen 100m en 1 km van het gebied
- Het aantal inwoners tussen 1 en 3 km van het gebied

→ **Kwalitatieve waardering**

Het belang van de dienst wordt weergegeven door een score te geven op het aantal gezondheidseffecten een gebied heeft, gedeeld door de grootte van het gebied (DALY/ha)

→ **Kwantitatieve waardering**

Hoewel er veel wetenschappelijke evidentie is dat groene ruimte een bijdrage levert aan het verbeteren van de fysieke en mentale gezondheid, zijn er minder studies die toelaten om deze effecten te kwantificeren. Om de gezondheidseffecten van omgevingskwaliteit (aanwezigheid van groen) te kwantificeren zijn dosis-effect relaties nodig. Dit soort studies kijkt naar het verband tussen aanwezigheid van groen in de nabije of ruime omgeving van een burger en zijn gezondheidstoestand.

We baseren de kwantificering op de resultaten van een wetenschappelijk meerjaren programma in Nederland (Vitamine G - Maas, 2008). Dit onderzoek toont aan dat er een positief verband is tussen de hoeveelheid groenoppervlakte binnen een 1 km straal van de woning en het minder voorkomen van 18 op een totaal van 24 specifiek onderzochte ziektebeelden. De studie is gecontroleerd voor indirecte demografische en socio-economische eigenschappen van de respondenten en voor de mate van verstedelijking. Er is o.a. een positief effect gevonden op hartziektes, nek- en rugklachten, depressie, angststoornissen, infecties van de bovenste luchtwegen, astma, infectieziekten van het maagdarmkanaal, urineweginfecties en diabetes. De relatie is het grootst voor mentale ziektes.

Voor angststoornissen dalen de negatieve gezondheidseffecten met 5% voor elke 10% extra groene ruimte. Voor andere gezondheidseffecten varieert de daling van 4% voor depressie tot 1% voor hoge bloeddruk. We drukken dit uit in de vermindering in aantal DALY's (Disability-adjusted life years) zijnde een vermindering in de maat voor de totale last ontstaan door ziekte ().

Tabel 36: samenvattende tabel gezondheidseffecten van 10% extra groene ruimte binnen 1km en 3 km van woning.

Gezondheidseffecten	DALY per 1000 inwoners voor 10% extra groene ruimte binnen een straal van	
	1 km	1 tot 3 km
Mentaal	1,14	0,78
Andere	1,32	
Totaal	2,46	0,78

uitgedrukt in DALY's per 1.000 inwoners

Omdat we in de Natuurwaardeverkenner vertrekken vanuit het groengebied in plaats vanuit de woning moeten we een aantal extra berekeningen toepassen:

We hebben de cijfers uit Tabel 36 omgerekend naar DALY's voor 1 ha groene ruimte (landbouw, natuur, bos) (zie Tabel 38) per 1000 inwoners:

- 10% extra groen in een straal van 1 km rond de woning is 31,4 ha extra groen.
- 2,46 DALY voor 31,4 ha extra
- 0.078 DALY voor 1 ha natuur in een straal van 1 km

Dezelfde berekening wordt toegepast voor groen tussen 1 en 3 km van de woning

Als we vertrekken vanuit het groengebied om het aantal DALY te berekenen zal niet elke ha van dit gebied binnen de 1 km (respectievelijk 3 km) van de woningen liggen. We hebben daarom op basis van de grootte van de gebieden berekend hoeveel % van de totale oppervlakte moet meegenomen worden in de berekening.

→ **Monetaire waardering**

Economische waardering van gezondheidseffecten omvat 3 soorten baten (De Nocker et al, 2010):

- Minder ziektekosten: minder uitgaven medicijnen, hospitaalkosten, etc. Hiervoor worden maximaal data voor Vlaanderen en/of België gebruikt.
- Minder verlies aan productiviteit: zowel op de werkvloer als voor thuisarbeid, beide op basis van Belgische/Vlaamse data.
- Minder welvaartsverlies door lijden (zowel eigen lijden als lijden door familieleden,...): Dit wordt gewaardeerd aan de hand van data uit de Europese literatuur, waarin dit wordt afgeleid aan de hand van geuite voorkeuren (bijv. contingente waarderingstudies). Deze data worden ook gehanteerd in Europese studies voor onderbouwing milieubeleid.

Voor het waarderen van de reductie in “verloren kwaliteitsvolle levensjaren” kunnen DALYs gewaardeerd worden aan 87.000 euro per DALY (Stassen, 2007). Dit cijfer is gebaseerd op een vergelijking van de economische gegevens voor verschillende ziektes met de overeenkomstige DALYs. Omgerekend naar een prijspeil 2014 is dit 103.000 euro.

→ **Uitgangspunten**

- We kunnen op basis van de beschikbare data geen onderscheid maken tussen de invloed van het soort groene ruimte (bos, natuur, landbouw) op gezondheid.
- De gebruikte cijfers vertrekken vanuit de woningen. We hebben deze omgerekend naar een methode om te kunnen vertrekken vanuit de groengebieden.
- Gezondheidsbaten tellen we niet op bij de andere culturele diensten. We bekijken dit als een andere wijze van waardering van groen.

→ Te gebruiken cijfers

Tabel 37: scores voor kwalitatieve waardering

ondergrens	score
0	1
0,001	2
0,023	3
0,044	4
0,066	5
0,088	6
0,12	7
0,16	8
0,2	9
0,29	10

Bron: grens= aantal DALY/oppervlakte gebied

Tabel 38: kwantitatieve waardering van gezondheidseffecten van 1 ha extra groen in DALY per 1000 inwoners

binnen een straal van	100m	1 km	1 tot 3 km
Mentaal	0.036	0.036	0.0031
Andere	0.042	0.042	0
Totaal	0.078	0.078	0.0031

Tabel 39: correctiefactor oppervlakte gebied

Ondergrens grootte gebied (ha)	Te gebruiken in berekening aantal DALY binnen 1 km		Te gebruiken in berekening aantal DALY tussen 1 en 3 km		
	% voor inwoners binnen 100 m	% voor inwoners tussen 100 m en 1 km	% voor inwoners binnen 100 m	% voor inwoners tussen 100 m en 1 km	% voor inwoners tussen 1km en 3 km
0	100%	91%	0%	9%	98%
5	100%	85%	0%	15%	96%
10	100%	77%	0%	23%	92%
20	100%	59%	0%	41%	85%
50	91%	39%	9%	61%	76%
100	57%	23%	43%	77%	64%
200	32%	13%	68%	87%	46%
400	22%	9%	78%	83%	35%
600	17%	7%	80%	73%	28%
800	14%	6%	72%	63%	24%
1000	12%	5%	65%	56%	21%
1200	10%	4%	59%	50%	18%
1400	9%	4%	53%	45%	16%
1600	8%	3%	49%	41%	15%
1800	7%	3%	45%	38%	13%
2000	4%	1%	25%	21%	8%

Monetaire waardering is 103.000€ per DALY

→ **Vertaling naar een indicator**

Omdat DALY niet een zo voor de hand liggende eenheid is hebben we deze vertaald naar het aantal doktersbezoeken iemand zou afleggen moest hij/zij de aandoeningen krijgen die minder groen met zich meebrengt.

Parameter= 0.265924 doktersbezoeken per 1000 inwoners per ha groene ruimte (TEEBstad-tool, 2016)

We gebruiken ook de monetaire waardering as such omdat dit de vermeden gezondheidskosten voor de maatschappij weergeeft.

→ **Een voorbeeld**

Een gebied van 50 ha industriële site wordt omgezet naar een gebied dat bestaat uit 25 ha bos en 25 ha weiland.

In een straal van 100 m wonen 30 inwoners.

In een straal van tussen 100m en 1 km wonen 1429 inwoners.

In een straal tussen 1 en 3 km wonen 11320 inwoners

De kwalitatieve score van de omzetting van het gebied bedraagt 5 ($3,75 \text{ DALY}/50 \text{ ha} = 0,075$)

Het gezondheidseffect op de inwoners binnen 100 m van gebied=

$0,078 \text{ DALY}/1000 \text{ inwoners} * 30 \text{ inwoners} * 91\% * 50 \text{ ha groen} = 0,11 \text{ DALY}$

$0,0031 \text{ DALY}/1000 \text{ inwoners} * 30 \text{ inwoners} * 9\% * 50 \text{ ha groen} = 0,0004 \text{ DALY}$

Het gezondheidseffect op de inwoners binnen 1 km van gebied=

$0,078 \text{ DALY}/1000 \text{ inwoners} * 1429 \text{ inwoners} * 39\% * 50 \text{ ha groen} = 2,17 \text{ DALY}$

$0,0031 \text{ DALY}/1000 \text{ inwoners} * 1429 \text{ inwoners} * 61\% * 50 \text{ ha groen} = 0,14 \text{ DALY}$

Het gezondheidseffect op de inwoners tussen 1 en 3 km van het gebied =

$0,0031 \text{ DALY}/1000 \text{ inwoners} * 11320 \text{ inwoners} * 76\% * 50 \text{ ha groen} = 1,33 \text{ DALY}$

De monetaire waarde is gelijk aan 386. 291 € ($3,7504 * 103.000\text{€}$)

7.3. INFORMATIE EN KENNIS

→ Beschrijving

“Informatie en kennis” heeft betrekking op het belang van ecosystemen voor educatie en onderzoek. Groene ruimte biedt een kader voor natuurbeleving en leerervaringen voor zowel kinderen als volwassenen en heeft zo een belangrijke rol bij natuureducatie (Dillon en Dickie 2012). Natuureducatie speelt een vitale rol in het verhogen van de kennis en verbeteren van de houding ten aanzien van natuur en milieu (Jacobsen et al. 2006).

Er zijn op dit moment geen methodes beschikbaar om de baten van groene ruimte voor het bevorderen van educatie en onderzoek te schatten in Vlaanderen.

7.4. CULTURELE, SPIRITUELE EN SYMBOLISCHE WAARDE

→ Beschrijving

Hier gaat het enerzijds om de bevorderende en stimulerende werking van landschap/ecosystemen op de creativiteit van mensen denken we aan fotografie, schilderkunst. Anderzijds maken sommige plaatsen deel uit van culturele en religieuze tradities en feesten. Een aantal landschappen geven een identiteit (a sense of place) aan bepaalde regio's en de mensen die er wonen, en behoren tot hun erfgoed. Sommige landschappen of soorten kunnen een symbool zijn voor een land of streek bijv. de arend voor Amerika.

Er zijn op dit moment geen methodes beschikbaar om deze baat in te schatten voor Vlaanderen.

7.5. NIET-GEBRUIKSWAARDE

→ Beschrijving

De niet-gebruikswaarde van natuur is een belangrijke component van de totale economische waarde. De niet-gebruikswaarde bestaat uit 3 verschillende delen: een overdrachtswaarde, een bestaanswaarde en een optiewaarde. Dit onderscheid in waardes hangt samen met de motieven waarvoor mensen willen betalen. Voor de waardering kunnen we ze echter onderling niet scheiden.

Benodigde inputgegevens:

- Het aantal ha bijkomende natuur en bos

→ Kwantitatieve en monetaire waardering

Het schatten van de niet-gebruikswaarde van een specifiek gebied dat wordt doorgerekend in de Natuurwaardeverkenner, is in verhouding veel moeilijker dan het bepalen van de recreatiewaarde, omdat er in de wetenschappelijke literatuur veel minder houvast is over de factoren die deze niet-gebruikswaarde bepalen. Het keuze-experiment dat werd uitgevoerd in 2009 biedt een mogelijkheid om op basis van het kenmerk “toegankelijkheid” een kunstmatige opsplitsing te maken van gebruikswaarde en niet-gebruikswaarde. De hieronder beschreven methode is heel rudimentair.

We bepalen een benefits transfer waarde voor de niet-gebruikswaarde, waarbij we de waarde van kleinere gebieden kaderen in een ruimer geheel, bijv. door rekening te houden met de scenario's van het natuurbeleidsplan. De veronderstelling is dan dat de niet-gebruikswaarde van een specifiek, klein gebied deel uitmaakt van de totale waarde van een bredere strategie van groei van natuurgebieden in Vlaanderen.

We berekenen op basis van de originele waarderingfunctie (zonder schaling) de betalingsbereidheid van een gemiddeld huishouden voor een ha extra natuur of bos in Vlaanderen. Op basis van het aantal huishoudens en de doelstellingen voor bijkomende oppervlakten natuur en bos uit het natuurbeleidsplan van de Vlaamse overheid, berekenen we een niet-gebruikswaarde per ha.

Deze dienst wordt omwille van de grote onzekerheid op de methode niet standaard meegenomen in de tool.

→ Uitgangspunten

- We veronderstellen dat de parameter “toegankelijkheid” (35€/huishouden per jaar in de ongeschaalde functie) wijst op de gebruikswaarde en trekken deze af van de betalingsbereidheid. Waarschijnlijk is dit een onderschatting van het aandeel van de gebruikswaarde.

- We veronderstellen dat er in Vlaanderen nog 36000 ha natuur en 10000 ha bos moeten bijkomen (volgens het ruimtelijk structuurplan Vlaanderen). De functie kan gebruikt worden tot deze aantallen zijn gerealiseerd.
- We maken een abstractie van het type landgebruik zodat de niet-gebruikswaarde voor elk ecosysteemtype hetzelfde is. We onderzoeken of we dit in de toekomst kunnen specificeren.

→ Te gebruiken cijfers

Lage waarde: 1.518 €/ha

Hoge waarde: 13.240 €/ha

→ Een voorbeeld

Op een weiland van 200 ha wordt een bos aangelegd. De geschatte niet-gebruikswaarde voor deze landgebruiksverandering ligt tussen de 303.600€ en 2.648.000€.

HOOFDSTUK 8. VERDER GEBRUIK IN EEN MKBA

8.1. INTRODUCTIE

De resultaten van de berekeningen zijn bruikbaar om de impact van projecten op ecosysteemdiensten te schatten en te vergelijken met andere impacts. Dit gebeurt klassiek in een maatschappelijke kosten-batenanalyse of MKBA. Bij een MKBA worden zowel de kosten als de baten van een bepaald beleid/project berekend vanuit het standpunt van de hele maatschappij en tegen elkaar afgewogen. Er is sprake van een positieve bijdrage aan het welvaartsniveau als het project resulteert in een toename van de totale welvaart, dus ongeacht de verdeling over personen of gebieden.

Neem bijvoorbeeld dat de kosten en baten van aanleg van transportinfrastructuur in een MKBA vergeleken worden. De fysische impact van een project op een landschap en de ecosysteemdiensten die door dit landschap worden gegenereerd kunnen worden bepaald met de methodes beschreven in voorgaande hoofdstukken. Andere effecten zoals de impact van een verandering in transportstromen op het milieu en de economie komen niet in deze handleiding aan bod. Hiervoor verwijzen we naar de “Standaardmethodiek voor MKBA van transportinfrastructuurprojecten”, die werd ontwikkeld door het Departement Mobiliteit en Openbare Werken (MOW) en op de website van de Natuurwaardeverkenner verschijnt van zodra ze beschikbaar wordt gesteld voor het publiek.

Om de resultaten van deze handleiding en de webtool toe te passen in een MKBA zijn er nog een aantal bijkomende berekeningen nodig. We lichten deze toe in dit hoofdstuk. In de webtool worden deze stappen, behalve de aanpassing aan het prijspeil, automatisch doorgerekend indien u de knop “gebruik in MKBA” gebruikt. U kan hier een totale geactualiseerde waarde laten berekenen alsook een jaarlijkse waarde over een bepaalde tijdsperiode (bij het exporteren van het resultaat).

8.2. EVOLUTIE VAN BATEN IN DE TIJD

Baten evolueren in de tijd. Zo begint het geluidsreducerend effect van bossen niet onmiddellijk bij de aanleg van nieuw bos of neemt de jaarlijks bijkomende koolstofopslag in bodem stelselmatig af in de tijd, naarmate een nieuwe evenwichtssituatie wordt bereikt.

Hoe baten evolueren in de tijd is stelselmatig weergegeven bij alle ecosysteemdiensten. Indien dit niet expliciet aan bod komt, veronderstellen we dat de baten constant blijven in de tijd.

Momenteel is de berekening niet meer opgenomen in de webtool. De Natuurwaardeverkenner zal de mogelijkheid geven om jaarlijkse baten over een gedefinieerde tijdsperiode te berekenen. Deze tijdsperiode is de levensduur van uw project. Standaard gebeurt dit voor een tijdsperiode van 100 jaar, maar indien gewenst kan u de tijdsperiode laten variëren tot maximaal 500 jaar.

De berekening gebeurt vanaf het jaar waarin de uitvoering van het project start: het startjaar.

Naast specifieke evoluties per dienst, zal de economische groei een effect hebben op ecosysteemdiensten, zowel voor kwantificering als voor waardering. Binnen de economische groei onderscheiden we de demografische groei en de groei van de productiviteit of koopkracht per hoofd. Deze groei is verder te onderscheiden van de evolutie van het prijspeil.

8.3. CORRECTIE VOOR DE DEMOGRAFISCHE GROEI

De omvang van bepaalde ecosysteemdiensten zal mee evolueren met de bevolkingsgroei. Dit is bijvoorbeeld het geval voor de culturele diensten. Voor enkele regulerende diensten zoals effecten op luchtkwaliteit of geluidshinder is de waarde van de dienst verbonden met het aantal mensen dat wordt blootgesteld of gehinderd. Door bevolkingsgroei zal de waarde van deze diensten dus toenemen. Voor de producerende diensten is er een verband tussen demografische groei en vraag naar bepaalde goederen en dus ook marktprijzen, maar dit is indirect en moeilijk te voorspellen aan de hand van de bevolkingsevolutie.

Onderstaande tabel geeft een overzicht voor het Vlaamse gewest voor de komende decades tot 2060 (op basis van schattingen van het Federaal Planbureau en ADSEI (Algemene Directie Statistiek en Economische Informatie) (FPB ADSEI 2011).

Tabel 40: kengetallen voor demografische evolutie (groei per jaar, Vlaams gewest)

Periode	Demografische groei (%/jaar)
2010-2020	0,70%
2020-2030	0,48%
2030-2040	0,32%
2040-2050	0,30%
2050-2060	0,28%

Na 2060 wordt het bevolkingsaantal constant gehouden op het peil van 2060.

Deze evolutie is relevant voor de onderstaande diensten en kan worden toegepast door de berekende hoeveelheid of waarde te vermenigvuldigen met het groeipercentage voor de te beschouwen periode:

Regulerende diensten

- Verbeteren van luchtkwaliteit: toe te passen op kengetal voor waardering.
- Verminderen van geluidshinder: toe te passen op berekend aantal huizen.
- Koolstofopslag: is al verrekend in evolutie kengetal voor waardering.

Culturele diensten

- Totale culturele diensten: toe te passen op aantal huishoudens.
- Belevingswaarde: toe te passen op het aantal bezoeken.
- Niet gebruikswaarde: toe te passen op aantal huishoudens.

8.4. CORRECTIE VOOR GROEI PRODUCTIVITEIT EN EVOLUTIE IN KOOPKRACHT

Conform andere baten nemen ook de baten van ecosystemen toe doorheen de jaren omwille van de groei van de productiviteit en een vergroting van de koopkracht. Economische groei betekent dat er meer middelen beschikbaar zijn voor overheid en burgers waardoor de betalingsbereidheid voor groen toeneemt en de kosten die men maakt om milieudoelen te realiseren ook stijgen.

Conform de Standaardmethodiek MKBA raden we aan met een jaarlijkse groei van 1,4% te werken. Dit is gelijk aan de prognose van de gemiddelde groei van het bruto binnenlands product (BBP) per hoofd in België over de periode 2010-2060 gehanteerd door de Studiecommissie voor de Vergrijzing (2011).

De groei in koopkracht is cumulatief met de demografische groei en wordt toegepast op alle diensten. Voor koolstofopslag is deze evolutie al verrekend in de evolutie van het kengetal voor waardering.

8.5. FACTORKOSTEN VS. MARKTPRIJZEN

Particuliere consumenten ervaren baten als een verhoging van hun netto beschikbaar inkomen. De koopkracht van dit netto beschikbaar inkomen is uitgedrukt in marktprijzen, omdat de consumenten marktprijzen voor goederen en diensten betalen. In de standaardmethodiek is omschreven dat de geldwaarden van de MKBA in factorkosten⁶ uitgedrukt zijn. Het verschil tussen marktprijzen en factorkosten bestaat uit de productgebonden indirecte belastingen en subsidies (m.a.w. vooral BTW en accijnzen).

Alle kosten en baten uitgedrukt in marktprijzen moeten door $(1+t)$ gedeeld worden om ze in factorkosten om te zetten. Dat is bij ecosysteemdiensten enkel het geval voor de culturele diensten. Kosten en baten voor bedrijven en overheden zijn al in factorkosten uitgedrukt, en moeten niet aangepast worden. Dit geldt voor producerende en regulerende diensten.

Het gemiddeld tarief van de netto indirecte belastingen (t) bedraagt volgens de MKBA standaardmethodiek 17%.

8.6. ACTUALISATIE EN DISCONTOVOET

Baten worden verdisconteerd of geactualiseerd aan een sociale discontovoet. Dit betekent dat we er rekening mee houden dat baten die zich pas over een langere termijn voordoen minder zwaar doorwegen dan baten in het huidige jaar. Dit weerspiegelt enerzijds dat we het geld dat we pas later krijgen, ondertussen niet kunnen gebruiken (uitlenen) voor andere doeleinden en anderzijds

⁶ Onder factorkosten verstaan we de kosten die samenhangen met het gebruik van de productiefactoren: loon, winst, pacht en rente.

dat mensen dezelfde baat minder waarderen als deze later in de tijd komt (bijvoorbeeld wegens de daarmee gepaard gaande onzekerheid). De economische wetenschap geeft geen eenduidig antwoord over de exacte hoogte van de sociale discontovoet. De sociale discontovoet ligt lager dan de private discontovoet zoals die bijvoorbeeld voor de financiële analyse van industriële projecten wordt gebruikt. Recent wordt ook voor projecten met lange levensduur een over de tijd dalende discontovoet gehanteerd.

In overeenstemming met aanbevelingen van de Vlaamse overheid (LNE, 2008) en de sociale discontovoet voorgesteld bij de standaardmethodiek MKBA voor infrastructuurprojecten stellen we voor om een discontovoet van 4% te gebruiken. Daarnaast is het aan te raden een gevoeligheidsanalyse uit te voeren voor waarden van 2,5% en 5% per jaar. Voor ecosysteemdiensten worden ook vaak lagere en soms zelfs negatieve discontovoeten gehanteerd (TEEB 2010, Baumgartner et al. 2012). In bijvoorbeeld het UK National Ecosystem Assessment werden voor de waardering van beleidsalternatieven gevoeligheidsanalyses uitgevoerd (UK NEA Technical Report, Chapter 26, p. 183 - <http://uknea.unep-wcmc.org/Resources/tabid/82/Default.aspx>).

We verdisconteren naar een bepaald jaar in de Natuurwaardeverkenner: het actualisatiejaar. Dit is het jaar waarin de MKBA wordt opgemaakt. Dit jaar dient ook als basis om de geactualiseerde waarde om te zetten naar het juiste prijspeil.

Als we de som maken van alle geactualiseerde baten bekomen we de totale netto actuele waarde van de ecosysteemdiensten van het project.

8.7. CORRECTIES VOOR PRIJSPEIL

De Natuurwaardeverkenner verkent de waarde van ecosysteemdiensten voor één jaar. Voor gebruik in een MKBA moeten de prijzen aangepast worden aan het prijsniveau van de andere kosten en baten. De prijzen in de Natuurwaardeverkenner zijn gebaseerd op prijsniveau 2014.

De evolutie van het algemene prijspeil wordt gemeten met de “Algemene index van consumptieprijzen” gepubliceerd door de Algemene Directie Statistiek en Economische Informatie, en te vinden op de FOD economie). Het gebruik van de bovenvermelde index is vereist voor de aanpassing van kengetallen in deze handleiding voor de evolutie van het prijspeil tussen het basisjaar van het kengetal enerzijds, en het basisjaar van de MKBA anderzijds. De methode waarop dit moet gebeuren is overgenomen uit de MKBA Standaardmethodiek.

Hierbij wordt de volgende formule gebruikt:

$$k_t = k_s \times \text{CPI}_t / \text{CPI}_s$$

waarbij:

s = basisjaar van kengetal, in dit geval 2014;

t = basisjaar van MKBA ($t > s$);

k_s = waarde van kengetal in jaar s;

k_t = waarde van kengetal in jaar t;

CPI_s = waarde van consumptieprijsindex in jaar s;

CPI_t = waarde van de consumptieprijsindex in jaar t.

HOOFDSTUK 9. BESLUIT

De handleiding en de webtool voorzien een gestructureerde aanpak om veranderingen in ecosysteemdiensten als gevolg van veranderingen in landgebruik in kwalitatieve, kwantitatieve en monetaire vorm te waarderen. Vooral in een vroeg stadium kan deze waardering een toegevoegde waarde zijn in het beslissingsproces, omdat ze goed de pro's en contra's van een project in kaart brengt.

De handleiding en de webtool zijn gebaseerd op de laatste stand van zaken op het gebied van wetenschappelijke kennis op vlak van kwantificerings- en waarderingstechnieken. Ze maken zoveel mogelijk gebruik van de kennis rond biofysische en chemische processen in ecosystemen. Ze bouwen voort op kennis en data beschikbaar voor Vlaanderen en ontlenen waar nodig informatie uit andere regio's of landen.

De handleiding en de webtool helpen om de sociaaleconomische baten van ecosystemen zichtbaar te maken. Ze bieden waarden die kunnen gebruikt worden in beslissingstools zoals een milieueffectenrapportage, een kosteneffectiviteitsanalyse, of een kosten-batenanalyse. Ze bieden een mogelijkheid om de indicatieve (positieve of negatieve) effecten op groene ruimte te beoordelen, en gebruiken daarbij methoden die voor vele potentiële gebruikers bruikbaar zijn.

De tool berekent niet de absolute waarde van natuur. Deze is oneindig aangezien de mens van de natuur afhankelijk is voor zijn overleving. Daarom moet de sociaaleconomische waarde van ecosystemen binnen een ruimer beslissingskader geplaatst worden naast andere niet-economische doelstellingen zoals instandhoudingsdoelstellingen.

De handleiding en de webtool geven zoveel mogelijk inzicht in onzekerheden die bestaan in de wetenschap en met betrekking tot onze kennis over de toekomst. Dit doen we door een lage en hoge schatting te geven. Door het veranderen van de uitgangspunten (basisinformatie) kan de gebruiker indien gewenst een gevoeligheidsanalyse uitvoeren.

De kennis en de data rond ecosysteemdiensten zijn in volle ontwikkeling. Deze studie geeft een momentopname weer van de beschikbare kennis en data begin 2017. Deze handleiding en tool zijn een update van de eerste versie van de Natuurwaardeverkenner uit 2011. Het is de bedoeling om deze tool blijvend verder te actualiseren en aan te vullen.

LITERATUURLIJST

Aertsens Joris, Leo De Nocker, Lauwers Hugo, Norga Katelijne, Simoens Ilse, Meiresonne Linda, Turkelboom Francis, Broekx Steven (2012) Daarom groen! Waarom u wint bij groen in uw stad of sector. Studie uitgevoerd in opdracht van: ANB – Afdeling Natuur en Bos.

Akbari et al. 2001. Cool surfaces and shade trees to reduce energy use and improve air quality in urban areas. *Solar Energy* 70: 295-310

Altor, A. E. and W. J. Mitsch, 2008. "Methane and carbon dioxide dynamics in wetland mesocosms: Effects of hydrology and soils." *Ecological Applications* 18(5): 1307-1320

Bakker et al 2008

Bateman, I., Day, B., Agarwala, M., Bacon, P., Bađura, T., Binner, A., De-Gol, A., Ditchburn, B., Dugdale, S., Emmett, B., Ferrini, S., Carlo Fezzi, C., Harwood, A., Hillier, J., Hiscock, K., Hulme, M., Jackson, B., Lovett, A., Mackie, E., Matthews, R., Sen, A., Siriwardena, G., Smith, P., Snowdon, P., Sünnerberg, G., Vetter, S., & Vinjili, S. (2014) UK National Ecosystem Assessment, Follow-on. Work Package Report 3: Economic value of ecosystem services. UNEP-WCMC, LWEC, UK.

Bateman, I. and Jones, A. 2003. Estimating the value of informal recreation at British Woodlands: A multilevel meta-analysis, Part 2 in Jones, A., Bateman, I. and Wright, J Estimating arrival numbers and values for informal recreational use of British woodlands, Final report to the Forestry Commission, CSERGE.

Baumgartner Stefan, Alexandra M. Klein, Denise Thiel and Klara Winkler 2012. Ramsey discounting of ecosystem services. February 28, 2012

Bayens, L. 1992. Algemene bodemgeschiedenis voor bosbomen. Ontwerptekst. niet gepubliceerd. 15 p.

Bealey, W.J., A.G. McDonald, E. Nemitz, R. Donovan, U. Dragosits, T.R. Duffy, D. Fowler, 2007. Estimating the reduction of urban PM 10 concentrations by trees within an environmental information system for planners, *Journal of Environmental Management* 85, 44–58.

Beyst, 2012, Opstellen van een indicatorenset over perceptie, houdingen en gedragingen van Vlamingen met betrekking tot het milieu, SVR-Methoden en technieken, 2012 / 3 , studiedienst van de Vlaamse Regering, Brussel, 2012

Bollen, B., 2012. Leidraad voor het gebruik van het Landbouwimpactstudie (LIS). Publicatie van het departement Landbouw & Visserij, afdeling Duurzame Landbouwwontwikkeling.

Borremans L. , P. Jacxsens, F. Dalemans, T. Van de Peer, W. Aertsen, R. Aerts, J. Van Orshoven en B. Muys (2014). Verdere ontwikkeling van de Sim4Tree tool. Eindrapport na fase 5a. KOBÉ-rapport. Agentschap voor Natuur en Bos en Inverde.

Botteldooren, D., Dekoninck, L., Van Renterghem, T., Geentjens, G., Lauriks, W., Bossuyt, M., Toekomstverkenning MIRA 2009. Wetenschappelijk rapport Thema 'Lawaai'.

Broekx Steven, De Nocker Leo, Poelmans Lien, Staes Jan, Jacobs Sander, Van der Biest Katrien, Verheyen Kris, 2013. Raming van de baten geleverd door het Vlaamse NATURA 2000. Studie uitgevoerd in opdracht van: Agentschap Natuur en Bos (ANB/IHD/11/03) door VITO, Universiteit Antwerpen en Universiteit Gent 2013/RMA/R/1

Broekx Steven, Meynaerts Erika, Vercaemst Peter, 2008. Milieukostenmodel Water voor Vlaanderen. Berekeningen voor het stroomgebiedbeheerplan 2009. Studie uitgevoerd in opdracht van het Vlaams Gewest 2009/RMA/R/146

Burkhard 2009 Bestuiving

CICES , 2012. International Classification of Ecosystem Services, www.CICES.eu, version 4.1; by the European Environment Agency (EEA).

Colson V., 2009, La fonction récréative des massifs forestiers wallons : analyse et evaluation dans le cadre d'une politique forestière intégrée, (Thèse de doctorat). Gembloux, Faculté universitaire des Sciences agronomiques, 277 p., 104 tabl., 71 fig.

COPERT : <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016/part-b-sectoral-guidance-chapters/1-energy/1-a-combustion/1-a-3-b-i>

Coppens, G., Elsen, F., Ver Elst, F., Bries, J., 2007. Bepalen van nitraatresidu en bemestingsadvies voor een selectie van landbouwpercelen gedurende het voorjaar van 2007 en opmaken van een bodembalans. Studie door Bodemkundige Dienst van België vzw in opdracht van VLM.

Cox, T., K. Buis en P. Meire, 2004. Datacompilatie in het kader van SMER en MKBA voor de actualisatie van het Sigmaphan, Universiteit van Antwerpen, Ecosystem Management Research Group, Antwerpen

CPSS, 2005. Catálogo Abierto de Paisajes Singulares y Sobresalientes de la CAPV – Anteproyecto – Tomo I. Principios generales para la elaboración del Catálogo. Dirección de Biodiversidad y Participación Ambiental. Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Gobierno Vasco.

Crommentuijn, L.E.M., Farjon, J.M.J., Dekker, C. den en Wulp, N. van der (2007). Belevingswaardenmonitor Nota Ruimte 2006: nulmeting landschap en groen in en om de stad. MNP-rapport 500073001. Bilthoven: MNP.

Dalemans, Jacxsens 2015 SIM4Tree

Deckers, P.; De Maeyer, P.; Peeters, P.; Mostaert, F. (2013). Flanders chooses for flood risk management based on LATIS, *in*: Klijn, F. et al. (Ed.) (2013). *Proceedings of the 2nd European Conference on Flood Risk Management FLOODrisk2012, Rotterdam, the Netherlands, 19-23 November 2012: Comprehensive flood risk management: research for policy and practice*. pp. 255-

256

DeFrance, J., N. Barriere, and E. Premat (2002) Forest as a meteorological screen for traffic noise. In *Proceedings of the 9th International Congress on Sound and Vibration*.

Dehnhardt, A. und J. Meyerhoff, 2002. Nachhaltige Entwicklung der Stromlandschaft Elbe, Nutzen und Kosten der Wiedergewinnung und Renaturierung von Überschwemmungsauen, Berlin, VAUK-Verlag/kiel.Haffner

De Maerschalck, B., Vos, P., Janssen, S., Op 't Eyndt, T., 2011. Envi-met modelanalyse: effecten van vegetatie op de lokale luchtkwaliteit in een street canyon. VITO Rapport nr 2011/RMA/R/0040, VITO.

den Boer, L.C. (Eelco), G.J. (Gerdien) van de Vreede, F.L. (Femke) de Jong, S.M. (Sander) de Bruyn. 2008. Beleving en MKBA in het geluidsbeleid. Een verkenning naar beleving en kosten-batenanalyse bij de aanpak van geluidshinder, Delft, CE, 2008

De Nocker L, Verachtert E, Broekx S., Poelmans L, Brabers L, Liekens I, De Valck J en Van der Meulen M. 2016 Kwantificering en waardering ecosysteemdienst recreatie-methode 2016. Achtergronddocument IWT SBO Project 120014 ECOPLAN. 2016/RMA/0956

De Nocker L 2013. Achtergrondnota Natuurwaardeverkenner: kwantificering afvang fijn stof en monetaire waardering.

De Nocker L., Liekens I., Broekx S., 2004. Natte natuur in het Schelde-estuarium. Een verkenning van de kosten en baten. ProSes research report. (www.proses.nl)

De Nocker, L; Michiels, H; Deutsch, F; Lefebvre, W; Buekers, J; Torfs R. 2010. Actualisering van de externe milieuschadeprijzen (algemeen voor Vlaanderen) met betrekking tot luchtverontreiniging en klimaatverandering; Studie uitgevoerd in opdracht van MIRA, Milieurapport Vlaanderen MIRA/2010/03; December 2010; 122 p. , www.milieurapport.be

De Ridder, K. et al. (2015.);

De Ronde B., Houthuys R., Kempeneers P. & Fransaer D., 2007. Bepaling van het middellange-termijn zandtransport op het Vlaamse strand op basis van geklasseerde hyperspectrale registraties en laserscan data. Studie in opdracht van het Vlaamse Ministerie voor Mobiliteit en Openbare Werken, IVA. Maritieme Dienstverlening en Kust, Afdeling Kust, 2007/TAP/R/043.

De Valck, J., Landuyt, D., Broekx, S., Liekens, I., De Nocker, L., Vranken, L. (2017), De Valck J, Steven Broekx, Inge Liekens, Leo De Nocker , Liesbet Vranken (Outdoor recreation in various landscapes: Which site characteristics really matter? Submitted to Land Use Policy, 2017

De Valck, J., Broekx, S., Liekens, I., De Nocker, L., Van Orshoven, J., Vranken, L (2016), Contrasting collective preferences for outdoor recreation and substitutability of nature areas using hot spot mapping, *Landscape and Urban Planning*, 151, 64-78

De Valck, J., Vranken, L. , Broekx, S. (2015). Valuation and Mapping of Cultural Ecosystem Services: New Perspectives on the Substitution Effect in Stated Preference Studies, PhD thesis, KU Leuven, 238 pp.

De Vos B. 2009. Uncertainties of forest soil carbon stock assessment in Flanders. Doctoral dissertation no. 865 of the Faculty of Bioscience Engineering. K.U.Leuven. 318 p.

Dewenter and Tscharnkte 1999

Dillon J. en Dickie, I. 2012. Learning in the Natural Environment: Review of social and economic benefits and barriers. Natural England Commissioned Reports, Number 092. London: Natural England.

Dumortier M., De Bruyn L., Hens M., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T. & Van Reeth W.(red.), 2009; Natuurverkenning 2030. Natuurrapport Vlaanderen, NARA 2009. Mededeling van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2009.7, Brussel. EC Env report, 2012. The multifunctionality of green infrastructure. In-depth report for DG environment.

EC. 2012. <https://ec.europa.eu/research/bioeconomy/index.cfm>

Eftec (2010) The Economic Contribution of the Public Forest Estate in England, Report to Forestry Commission England, Economics for the Environment Consultancy, London.

EPA 1992. Cooling our communities. A guidebook on tree planting and light-colored surfacing. EPA report

Eyckmans, J., Rousseau, S. and De Jaeger, S. (2013), Hedonic valuation of odor nuisance using field measurements applied to animal waste processing in Flanders, *Land Economics* **89**(1), 53–75

Fisher Brendan, Costanza Robert, Turner R.Kerry and Morling Paul, 2007. Defining and Classifying Ecosystem Services for Decision Making CSERGE Working Paper EDM 07-04.

FOD economie-Algemene Directie Economie: <http://www.statbel.fgov.be>

FPB en ADSEI 2011. Bevolkingsvooruitzichten 2010-2060, Federaal Planbureau en Algemene Directie Statistiek en Economische Informatie (statbel.fgov.be).

Franck et al 2014; 2015

Gobin A., Uljee I., Van Esch L., Engelen G., de Kok J., van der Kwast H., Hens M., Van Daele T., Peymen J., Van Reeth W., Overloop S. & Maes F. (2009) Landgebruik in Vlaanderen. Wetenschappelijk rapport, mira 2009 & nara 2009, vmm, inbo. R.2009.20, <http://www.milieurapport.be/nl/publicaties/milieuverkenning-2030/>, www.nara.be

Goossen, C.M. and F. Langers (2003) Geluidbelasting in het centraal Veluws Natuurgebied: een quick scan van de geluidbelasting in het Centraal Veluws Natuurgebied in zijn geheel en in

afzonderlijke delen die belangrijk zijn voor recreatie. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Alterra-rapport 798. 56 pag.

Graskracht 2012. <http://www.graskracht.be/>

Hanley N., Shogren, J.F., and White, B., 1997. Environmental Economics in Theory and Practice. New York and Oxford: Oxford University Press.

Hein, L. (2011). Economic Benefits Generated by Protected Areas : the Case of the Hoge Veluwe Forest , the Netherlands. Ecology and Society, 16(2).

Helger R. en Vastmans F. 2016. Hedonische prijsanalyse van het effect van open groene ruimte op de marktprijzen voor wonen in Vlaanderen. Onderzoek in opdracht van het Agentschap voor Natuur en Bos.

Hendrix Rik, Liekens Inge, De Nocker Leo, Vranckx Stijn, Janssen Stijn, Lauwaet Dirk, Brabers Leon, Broekx Steven (2015). Waardering van ecosysteemdiensten in een stedelijke omgeving, een handleiding. Studie in opdracht van LNE en ANB. Januari 2015.

Hewit, 2010, UrbanTreesBrochure , university of Lancaster,
<http://www.es.lancs.ac.uk/people/cnh/UrbanTreesBrochure.pdf>

Huisman, W. 1990. Geluidsvoortplanting over begroeide bodem. Website van proefschrift, <http://www.willibrordhuisman.nl/HvH/Proefschrift.htm>

IMDC. First results in preparation of the Flemish Flood Risk Reduction Plans for the Flemish Environment Agency (2012).

ISO 9613-2:1996 Acoustics-Attenuation of sound propagation outdoors- Part 2: General method of calculation.

Jacobs, S.; Staes, J.; Demeulenaere, B.; Schneiders, A.; Vrebos, D.; Stragier, F.; Vandevenne, F.; Simoens, I.; Van Der Biest, K.; Lettens, S.; De Vos, B.; Van der Aa, B.; Turkelboom, F.; Van Daele, T.; Batelaan O.; Temmerman, S & Meire, P. 2010. Ecosysteemdiensten in Vlaanderen: Een verkennende inventarisatie van ecosysteemdiensten en mogelijkheden tot maximaliseren van ecosysteemwinsten. Universiteit van Antwerpen, Onderzoeksgroep Ecosysteem management, ECOBE 010-R127. . Studie in opdracht van het Agentschap Natuur en Bos (ANB).

Jacobsen SK, McDuff MD, Monroe MC. 2007. Promoting conservation through the arts: outreach for hearts and minds. Conserv Biol 21:7–10.

Jansen, J.J., J. Sevenster en P.G. Faber (redactie), 1996. Opbrengsttabellen voor belangrijke boomsoorten in Nederland. IBN rapport 96/Hinkeloord Reports No.17, pag. 42-45.

Janssens, D., Cools, M., & Miermans, W. (2010). Onderzoek Verplaatsingsgedrag Onderzoek Verplaatsingsgedrag (Vol. 2).

Kettunen, M., Bassi, S., Gantioler, S. & ten Brink, P. 2009. Assessing Socio-economic Benefits of Natura 2000 – a Toolkit for Practitioners (September 2009 Edition). Output of the European

Commission project Financing Natura 2000: Cost estimate and benefits of Natura 2000 (Contract No.: 070307/2007/484403/MAR/B2). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium. 191 pp. + Annexes.

Kint, V , 2011. Houtbeschikbaarheid in Vlaanderen nu en in de toekomst. Lezing op studiedag over houtbevoorrading in Vlaanderen, 12 oktober 2011.

Koerselman, W. and F. M. Meuleman, 1996. The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of Applied Ecology* **33**: 1441-1450.

Kosoy Nikolas, Esteve Corbera, 2010. Payments for ecosystem services as commodity fetishism. *Ecological Economics* 69 (6) 1228–1236

Kuik O, Brander L, Tol RSJ. Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions: A meta-analysis. *Energy Policy* 2009; 37:1395–1403.

Li, H., Chau, C., Tang, S. (2010) Can surrounding greenery reduce noise annoyance at home? *Sci Total Environ*, 408, 4376–4384.

Liekens I, Schaafsma M, De Nocker L, Broekx S, Staes J, Aertsens J, Brouwers R. 2013. Developing a value function for nature development and land use policy in Flanders, Belgium. *Land Use Policy* 2013; 30(1):549–559

Liekens I, Broekx S. De Nocker L. 2012a manual for the valuation of ecosystem services in estuaries. Report for TIDE financed by EU interreg IVB North Sea Region Programme

Liekens I, De Nocker L, Broekx S, Aertsens J 2012 b. Verschillende keuze-experimenten zie achtergronddocumenten op www.natuurwaardeverkenner.be

Liekens I, Schaafsma M., Staes J., Brouwer R., De Nocker L., Meire P.(2010). Economische waardering van ecosysteemdiensten, een handleiding. Studie in opdracht van LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid, maart 2010.

Liekens I., Schaafsma M., Staes J., Brouwer Roy, De Nocker L. en Meire P., 2009. Uitvoeren van een economische waarderingsstudie van natuurlandschappen voor gebruik in MKBA van infrastructuurprojecten. Rapport in opdracht van LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid. VITO, 2009/RMA/R/

Liekens I., De Nocker L., Broekx S. 2004. Natte natuur in het schelde-estuarium. Een verkenning van de kosten en baten. Bijlagen.

LNE 2008. Milieubaten of milieuschadeposten: waarderingsstudies in Vlaanderen.

Liquete C, Stefan Kleeschulte, Gorm Dige, Joachim Maes, Bruna Grizzetti, Branislav Olah, Grazia Zulian (2015), Mapping green infrastructure based on ecosystem services and ecological networks: A Pan-European case study, *Environmental Science & Policy*, Volume 54, 2015, Pages 268-280,

ISSN 1462-9011,LNE, 2008 Milieubaten of milieuschadekosten-waarderingsstudies in Vlaanderen, Vlaamse overheid, Departement LNE, 2008 , www.milieueconomie.lne.be

Maas 2008

Maes F., Overloop S., Gobin A., de Kok J-L., Engelen G., Uljee I., Van Esch L., Hens M., Peymen J., Van Daele T., Van Reeth W., (2009) Landgebruik, In: Van Steertegem M., Bossuyt M., Brouwers J., De Geest C., Maene S., Maes F., Opdebeeck S., Overloop S., Peeters B., Van Hooste H. Vancraeynest L., Vander Putten E. (red.) Milieuverkenning 2030. Milieuraapport Vlaanderen, MIRA 2009, Vlaamse Milieumaatschappij, Erembodegem, pp.259-279.

Maes Joachim et al., 2011. A spatial assessment of ecosystem services in Europe: methods, case studies and policy analysis - phase 1. PEER Report No 3. Ispra: Partnership for European Environmental Research

Meersmans, J., F. De Ridder, 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): 1-13.

Meiresonne L. & Turkelboom F. 2012. Biodiversiteit als basis voor ecosysteemdiensten in regio Vlaanderen. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012 (1). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Melman, Th.C.P. en C.M. van der Heide (2011). Ecosysteemdiensten in Nederland: verkenning betekenis en perspectieven. Achtergrondrapport bij Natuurverkenning 2011. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-rapport 111. 200 blz.; 2 fig.; 2 tab.; 71 ref.; 10 bijl.

Methay, J., et al., 2011. Urban Green Spaces: Potentials and Constraints for Urban Adaptation to Climate Change. Resilient Cities: Cities and Adaptation to Climate Change - Proceedings of the Global Forum 2010, 2011. 1: p. 479-485.

MIRA, 2007. Milieuraapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2007, Verspreiding van zwevend stof, Torfs R., Deutsch F., Schrooten L., Broekx S., J. Vankerkom, Matheussen C., Roekens E., Fierens F., Dumont G. & Bossuyt M., Vlaamse Milieumaatschappij, www.milieuraapport.be

MIRA, 2008 Milieuraapport Vlaanderen, Achtergronddocument Klimaatverandering 2007. Brouwers J., De Nocker L., Schoeters K., Moorkens I., Jespers K., Klimaatverandering Achtergronddocument 4 april 2008

Moonen, P., Kint, V., Deckmyn, G., Muys, B, 2011. Wetenschappelijke onderbouwing van een lange termijnplan houtproductie voor Bosland. Eindrapport opdracht LNE/ANB/LIM-2009/19

Moons E., Saveyn B., Proost S. & Hermy M., Optimal location of new forests in a suburban area, (2005) Journal of forest economics; doi:10.1016/j.jfe.2006.12.002

Natuurindicatoren, 2011. Draagvlak: Sociaal draagvlak: bezoeken aan bossen en natuurgebieden. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. www.natuurindicatoren.be (versie van 06-09-2011).

Nijs 2014

Notebaert Bastiaan, Govers Gerard, Verstraeten Gert, Van Oost Krisdtof, Ruyschaert Greet, Poesen Jean, Van Rompay Anton. 2005. Verfijnde erosiekaart Vlaanderen: eindrapport. KULeuven Onderzoeksgroep fysische en regionale geografie.

Nowak D.J. (2015) , i-Tree background information, itreetools.org, 2015

Nowak, David J.; Hirabayashi, Satoshi; Bodine, Allison; Greenfield, Eric. (2014). Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environmental Pollution*. 193: 119-129

Nowak, D. J. G. . .2010a. *Air Quality Effects of Urban Trees and Parks* (p. 48). Research report from National Recreation and Park Association Retrieved from <http://www.nrpa.org>

Nowak, David J.; Stein, Susan M.; Randler, Paula B.; Greenfield, Eric J.; Comas, Sara J.; Carr, Mary A.; Alig, Ralph J. 2010b. Sustaining America's urban trees and forests: a Forests on the Edge report. Gen. Tech. Rep. NRS-62. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. 27 p

Oosterbaan A. Michel Kiers, Landelijke kaart "potentiële fijnstofinval door groene vegetaties", (Alterra Wageningen UR), in Melman, T. C. P. en C. M. van der H. 2011. *Ecosysteemdiensten in Nederland: verkenning betekenis en perspectieven. Achtergrondrapport bij Natuurverkenning 2011*. Wageningen.

Oosterbaan, A., Tonneijck, A.E.G. 2006. Kleine landschapselementen als invangers van fijn stof en ammoniak (2006) , Alterra onderzoeksrapport LUWPUBRD_00350279_A502, U Wageningen, 2006

Ottoy, S., V. Beckers, et al. (2015). "Multi-level statistical soil profiles for assessing regional soil organic carbon stocks." *Geoderma* 253–254: 12-20.

Ottoy, S., A. Elsen, et al. (2016). "An exponential change decline function to estimate soil organic carbon stocks and their changes from topsoil measurements." *European Journal of Soil Science* 67(6): 816-826.

Pataki et al. 2006; *Global Change Biology* (2006) 12, 2092–2102, doi: 10.1111/j.1365-2486.2006.01242.x

Pinay, G., B. Gumiero, et al. 2007. Patterns of denitrification rates in European alluvial soils under various hydrological regimes. *Freshwater Biology* 52(2): 252-266.

Pribyl, A. L., J. H. McCutchan, et al., 2005. Whole-system estimation of denitrification in a plains river: a comparison of two methods. *Biogeochemistry* 73(3): 439-455.

Poelmans, L. and T. Van Daele (2014). Landgebruikskarta NARA - T 2014, Studie uitgevoerd in opdracht van: INBO (in het kader van de Referentietask Natuurrapportering Vlaanderen) 2014/RMA /R /45. Mol, VITO

Reid V.W. et al 2006. Ecosystems and Human Well-being, Synthesis, A Report of the Millennium Ecosystem Assessment, WRC, 2006

Resource Analysis 2006, De opmaak van een standaardmethodiek MKBA voor sociaaleconomische verantwoording van grote infrastructuurprojecten in de Vlaamse zeehavens, Definitief eindrapport – Deel A: Standaardmethodiek, Rapport voor Vlaams Ministerie van Mobiliteit en Openbare Werken, Afdeling Haven- en Waterbeleid, 4040-046A-50, nov 2006,

Ricketts et al. 2008

Ruijgrok, 2006. Kengetallen Waardering natuur, water, bodem en landschap. Hulpmiddel bij MKBA's. Rapport in opdracht van ministerie van LNV

Schaafsma Marije; Roy Brouwer; Inge Liekens; Leo de Nocker (2014) Temporal Stability of Preferences and Willingness to Pay for Natural Areas in Choice Experiments: A Test-Retest. *Resource and Energy Economics* 38 (2014) 243-260

Schaubroeck et al., (2014), T. Schaubroeck, G. Deckmyn, J. Neiryck, J. Staelens, S. Adriaenssens, J. Dewulf, et al. Multilayered modeling of particulate matter removal by a growing forest over time, from plant surface deposition to washoff via rainfall; *Environ. Sci. Technol.*, 48 (18) (2014), pp. 10785–10794

Seitzinger, S., J. A. Harrison, et al. 2006. Denitrification across landscapes and waterscapes: A synthesis. *Ecological Applications* 16(6): 2064-2090.

Sen A. , Darnell A., Bateman I., Munday P., Crowe A., Brander L., Raychaudhuri, J., Lovett, A., Provins, A., and Foden J., 2012. Economic assessment of the recreational value of ecosystems in great Britain, CSERGE working paper 2012-01.

Shashua-Bar & Hoffmann 2000. *Energy and Buildings* 31: 221-235

Stassen, K., Torfs R., Maris U., Dijkmans R., 2007, DALYs versus monetary valuation for Environmental Health Priority Setting based on Data of Air Pollution and Noise in Flanders (Belgium), Vito, 2007

Steenefeld, G.J., S. Koopmans, B. G. Heusinkveld, L.W.A. van Hove, and A. A.M. Holtslag, 2011. Quantifying Urban Heat Island Effects And Human Comfort For Cities Of Variable Size And Urban Morphology In The Netherlands., *J. Geophys. Res.*, doi:10.1029/2011JD015988, in press.

Studiecommissie voor de Vergrijzing , 2011. Jaarverslag 2011, Hoge Raad van Financiën

Studiedienst van de Vlaamse Gemeenschap, <http://aps.vlaanderen.be>

Stuurman, R.J., Dierckx, J. and Runhaar, H. 2002. Uitwerking van de methodiek voor de bepaling van de gewenste grondwatersituatie voor natuur in poltentieel natte gebieden in Vlaanderen. NITG 02-xxx-B, TNO, Delft.

TEEB (2010), The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB.

Tiwary, A, Danielle Sinnett, Christopher Peachey, Zaid Chalabi, Sotiris Vardoulakis, Tony Fletcher, Giovanni Leonardi, Chris Grundy, Adisa Azapagic, Tony R. Hutchings, 2009. An integrated tool to assess the role of new planting in PM 10 capture and the human health benefits: A case study in London, Environmental Pollution 157, 2645–2653.

Thoonen M. , Vriens L. en Van Reeth W. , 2012. Advies betreffende de indeling in ecosystemen in de Natuurwaardeverkenner 2.0. INBO A.2012.164

Toerisme Vlaanderen 2009. Toerisme in Cijfers 2008. Cijfers inclusief huurlogies aan de kust

Van Broekhoven E., Somers L. & Tacquenier B., 2012. Overzicht van de boekhoudkundige resultaten van 749 land- en tuinbouwbedrijven Boekjaar 2010 Landbouwmonitoringsnetwerk,

Van der Biest K. 2008. Evaluation of climate change impacts and adaptation responses for marine activities (CLIMAR)- Intermediary report – subdocument coastal General study and evaluation of potential impacts of climate change on the Belgian Part of the North Sea. Waterbouwkundig Laboratorium. 64p

Van der Meulen, M.(2016), gdx scripting language, interne Vito nota, 2016

Van de Walle et al. 2005 Growing stock-based assessment of the carbon stock in the Belgian forest biomass. Annals of Forest Science 62: 1-12

Van Esch L., Poelmans L. Engelen, G., en Uljee, I., 2011. Landgebruikskartaat Vlaanderen en Brussel.VITO-rapport 2011/RMA/R/272.

Van Meerbeek, K., J. Van Beek, et al. (2014). "Quantification and Prediction of Biomass Yield of Temperate Low-Input High-Diversity Ecosystems." BioEnergy Research 7(4): 1120-1130.

Van Orshoven J. & Vandenbroucke D. (1993). Handleiding bij Aardewerk Databestand van bodemprofielgegevens. Katholieke Universiteit Leuven, Leuven.

Van Renterghem, T., Botteldooren, D. (2015) The effect of outdoor vegetation as seen from the dwelling's window on self-reported noise annoyance, Proceedings of the 10th European conference on noise control (Euronoise 2015), Maastricht, The Netherlands.

Vislijn, jaargang 2010, infoblad voor de openbare visserij, ANB.

Vlaminck 2015

VLM 2012 bemestingsnormen: normen en richtwaarden bemesting 2012

VLM 2011. Nitraatresidurapport 2011. Resultaten van de nitraatresidumetingen in Vlaanderen tot en met de staalnamecampagne van 2010. 40p.

VMM 2007. Jaarverslag water 2007.

Vos, P., Janssen, S., Verhees, L., de Wolff, J., Erbrink, H., 2012. Modelling van het effect van wegbegeleidend luchtgroen op de luchtkwaliteit. VITO Rapport nr 2012/RMA/R/112, VITO.

Vrebos Dirk, Staes Jan, Bennetsen Elina, Broekx Steven, De Nocker Leo, Gabriels Karen, Goethals Peter, Hermy Martin, Liekens Inge, Marsboom Cedric, Ottoy Sam, Van der Biest Katrien, van Orshoven Jos en Meire Patrick. 2017. ECOPLAN-SE: Ruimtelijke analyse van ecosystemendiensten in Vlaanderen, een Q-GIS plugin, versie 1.0. 017-R202 Universiteit Antwerpen, 141 p. Doi 10.13140/RG.2.2.16174.10565

VREG, 2013: <http://www.vreg.be/samenstelling-energieprijs>.

VRIND, 2011 Vlaamse regionale indicatoren, Vlaamse Overheid

Watts G, Chinn L, Godfrey N. The effects of vegetation on the perception of traffic noise. *Appl Acoust* 1999;56:39–56.

Wei, X., M. Shao, et al. (2014). "Global pattern of soil carbon losses due to the conversion of forests to agricultural land." *Sci. Rep.* 4.

WES, (2014), Strategisch beleidsplan toerisme Hageland, 2014

Westtoer, 2012, De vakantieganger in commercieel logies aan de Vlaamse Kust 2011.

Yang F, Bao Z, Zhu Z. An assessment of psychological noise reduction by landscape plants. *Int J Environ Res Public Health* 2011;8:1032–48.

Zandersen, M. and R.S.J. Tol (2009), A Meta-analysis of Forest Recreation Values in Europe, *Journal of Forest Economics*, Volume 15, Issues 1-2, January 2009, Pages 109-130.

BIJLAGE A: VERGELIJKING SOORTGELIJKE TOOLS IN EUROPA

De methoden en cijfers zijn onderbouwd door gedegen literatuuronderzoek en empirisch eigen onderzoek in Vlaanderen. We hebben een aantal bestaande soortgelijke tools vergeleken en gekeken naar hun aanpak van bepaalde ecosysteemdiensten. In deze bijlage vindt u een beknopte weergave van onze bevindingen.

Er zijn twee grote groepen van tools:

De ruimtelijk expliciete tools zoals ARIES (Assessment en Research Infrastructure for Ecosystem Services) (<http://ecoinformatics.uvm.edu/projects/aries.html>) en InVEST (Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs) (<http://www.naturalcapitalproject.org/InVEST.html>). Beide tools maken gebruik van kaartdata (afhankelijk van de ecosysteemdienst) om ruimtelijk expliciet de productie van ecosysteemdiensten in te schatten. Aan de hand van deze tools kunnen de effecten op ecosysteemdiensten productie van verschillende management- en landgebruiksscenario's doorgerekend worden. De output van dergelijke tools bestaat uit een reeks ecosysteemdienst specifieke kaartlagen. De gebruiker moet dus zelf alle benodigde kaartdata verzamelen en de te analyseren scenario's omzetten naar potentiële landgebruikskarten. Op basis van deze kaarten berekenen verschillende modellen dan de (monetaire) waarden van enkele specifieke diensten. De gebruiker moet zelf inschattingen maken van de prijzen en hoeveelheden bijv. hoeveelheid koolstof opgeslagen. InVEST heeft wel een boek dat procesgebaseerde vergelijkingen die gebaseerd zijn op de huidige kennis in het ecosysteemdiensten onderzoek beschrijft. Dit geeft wel een aanknopingspunt om de hoeveelheden te berekenen, maar de tool berekent ze niet zelf. Indien er genoeg data voorhanden zijn, is de tool relatief eenvoudig toepasbaar omwille van een vrij beschikbare ARCGIS toolbox. Een zekere kennis van GIS is wel noodzakelijk. ARIES daarentegen focust meer op de onzekerheden die gepaard gaan met de productie van ecosysteemdiensten en maakt hiervoor gebruik van Bayesian belief networks. Scenario's doorrekenen aan de hand van ARIES is minder eenvoudig in vergelijking met InVEST en vergt een bredere kennis omtrent de achtergrond van de ARIES tool.

De rekentools die net als de natuurwaardeverkenner een eenvoudige rekenmethode aanbieden voor de kwantificering en waardering van ecosysteemdiensten zoals Alterra WECAN-tool (niet beschikbaar voor het grote publiek) en de Green infrastructure toolkit (<http://www.greeninfrastructurenw.co.uk/html/index.php?page=projects&GreenInfrastructureValuationToolkit=true>) behandelen een uitgebreide waaier van ecosysteemdiensten. De gebruikte methoden zijn voor een deel vergelijkbaar met die van de natuurwaardeverkenner. De natuurwaardeverkenner onderscheidt zich hiervan door ruimtelijk expliciet te rekenen en meer functies te voorzien waarbij de kwantificering en/of waardering niet enkel gebaseerd is op kengetallen, maar op (vereenvoudigde) berekeningen in de tool die rekening houden met specifieke kenmerken van gebieden en processen in het ecosysteem. De natuurwaardeverkenner maakt schattingen voor meer diensten en gebruikt meer recente cijfers. Net als de Natuurwaardeverkenner zijn dit ook "levende tools" die verder kunnen worden ingevuld naarmate meer en/of betere kennis en data ter beschikking komen.

Een tool die een beetje tussen beide groepen van tools in ligt is de ECOPLAN-SE tool. Deze tool rekent met eenvoudige rekenmethodes en is ruimtelijk expliciet. De tool is een QGIS-plug in. Groot onderscheid met de Natuurwaardeverkenner is dat de berekening gebeurt op een hogere resolutie (10x10m raster) terwijl de NWV op polygoon basis rekent. Nadeel is wel dat een zekere

kennis van QGIS noodzakelijk is om de tool te gebruiken. Voor de Natuurwaardeverkenner is deze kennis niet noodzakelijk.

TESSA

BIJLAGE B: KWALITATIEVE OMSCHRIJVING VAN DE VERSCHILLENDE ECOSYSTEEMDIENSTEN

Ecosysteemdienst	Omschrijving
Landbouw productie	Landbouwproductie hangt in grote mate samen met de hoeveelheid landbouwgrond die aanwezig is in een gebied. Afhankelijk van de teelt (grasland-akker) en de bodemgeschiktheid kunnen opbrengsten variëren.
Hout-productie	Houtproductie hangt af van de boomsoort (volgens de boskartering), de bodemgeschiktheid voor deze boomsoort en het oogstregime (onderscheid publiek en privaat beheerde bossen). Bosuitbreiding heeft een positief effect op deze dienst. De invloed van bosvorming hangt af van het type boomsoort.
Lucht-kwaliteit – afvang fijn stof	Luchtkwaliteit hangt af van het type vegetatie. Meer bladoppervlak leidt tot meer afvang van fijn stof. De impact van loofbossen is daarbij lager dan de impact van naaldbossen, vooral in de winter. De omvorming van naaldbossen kan dus een negatief effect hebben op deze dienst. De aanleg van bijkomend bos zal deze dienst doen toenemen.
Reductie geluids hinder	Vermindering van geluidshinder wordt beschouwd binnen de geluidscontouren langs drukke verkeerswegen. Indien er zich zachte bodems en bossen bevinden tussen woningen die geluidshinder ervaren en de verkeersweg is er een effect.
Bescherming tegen erosie	De bescherming tegen erosie is afhankelijk van de erosiegevoeligheid van de bodem en het type vegetatie.
Koolstof opslag biomassa	Deze dienst varieert ongeveer in dezelfde mate als houtproductie. Door omvorming van bos zal koolstofopslag ook variëren. Oogstregimes hebben geen invloed op deze dienst omdat deze afhangt van de jaarlijkse aanwas en niet van de hoeveelheid die wordt geoogst.
Koolstof opslag bodem	In functie van veranderend landgebruik (natuurtype) en veranderend waterbeheer zal de hoeveelheid koolstofopslag worden beïnvloed. Met name herstel van de natuurlijke hydrologie (vernatting) in valleigebieden en depressies en uitbreiding van de natuurtypes ‘natte bossen’ en ‘venen’, verhoogt de potenties van deze dienst aanzienlijk.
Preventie overstromingen kust en rivier	Het belang voor overstromen hangt af van waterbufferingscapaciteit en de gevoeligheid van het landgebruik voor overstromen. Baten worden gerealiseerd door verandering van een overstromingsgevoelig landgebruikstype naar een weinig overstromingsgevoelig type. Extra waterbufferingscapaciteit kan worden gecreëerd in gebieden die weinig gevoelig zijn voor overstromingen.
Nutriënt-verwijdering (denitrificatie)	Onder bepaalde gunstige omstandigheden van waterhuishouding kunnen ecosystemen nutriënten (stikstof, fosfor) uit grond- en oppervlaktewater filteren door bacteriële denitrificatie. Bodemvochtgehalte is een belangrijke variabele voor het bepalen van de potentiële denitrificatie. Vernatting verhoogt de potentiële denitrificatie. De actuele denitrificatie zal hoger zijn in gebieden met een hoge nitraatconcentratie in het grondwater, veroorzaakt door (boven)lokale nitraatuitspoeling. Bij conversie van landbouw naar natuur heeft dit een positief effect en wordt ook de vermeden nitraatuitspoeling gekwantificeerd.
Nutriënt-verwijdering (N/P- opslag bodem)	In functie van veranderend landgebruik (natuurtype) en veranderend waterbeheer zal de hoeveelheid koolstofopslag en dus ook stikstof- en fosforopslag in bodem worden beïnvloed. Bij vernatting verhogen ook de potenties voor stikstof- en fosfor-opslag in de bodem door een verlaagde mineralisatiegraad.
Bestuiving	Bestuiving is afhankelijk van de beschikbaarheid van geschikte habitats voor pollinators en de aanwezigheid van bestuivingbehoevende gewassen in de nabijheid (ongeveer binnen 1 km) van deze pollinators.
Beleving recreanten en toeristen	Beleving van recreanten en toeristen hangt af van het landgebruik en met name van de aanwezige groene ruimte (natuur en landbouw) binnen een studiegebied, de bevolkingsdichtheid (lokaal-gemeente, bovenlokaal en regionaal) en de hoeveelheid groen aanwezig in de omgeving van het studiegebied. Dit hangt ook af van de mate waarin groene ruimte effectief toegankelijk is en voor recreatie is ingericht. Deze aspecten zijn slechts benaderend ingeschat.

	<p>Voor kwantificering maken we onderscheid tussen natuur&bos en landbouwgebied, maar niet tussen verschillende natuurtypes (bos, heide,...). Voor waardering maken we geen onderscheid tussen types groene ruimte (natuur & landbouw).</p>
<p>Kwaliteit leef-omgeving (woning prijzen)</p>	<p>Woningen met zicht op en in nabijheid van groene en open ruimte (natuur en landbouw) bieden hogere woonkwaliteit wat leidt tot een hogere waarde van de woningen.</p> <p>De meerwaarde voor zicht op groen hangt af van de hoeveelheid woningen binnen een afstand van 100m tot het gebied. Er is ook een meerwaarde op verdere afstand (tot 1 km), maar deze overlapt met recreatie.</p>
<p>Gezondheid</p>	<p>Groene ruimte in de directe leefomgeving heeft een positief effect op de mentale en fysieke gezondheid. De effecten van deze dienst zijn direct gerelateerd aan hoeveelheid inwoners binnen een afstand van 1 en 3 km tot het studiegebied.</p> <p>De functies om dit te kwantificeren maken geen onderscheid tussen types groene ruimte (landbouw, bos, natuurtypes)</p>
<p>Culturele diensten via uitgedrukte voorkeuren</p>	<p>De uitgedrukte voorkeuren (stated preferences) is een andere methode om beleving van de omgeving en vooral ook waarden zoals bestaanswaarde van natuur en het belang van natuur voor huidige en toekomstige generaties te waarderen.</p> <p>Deze methode maakt een onderscheid tussen verschillende landgebruikstypes (landbouw, bloem- en soortenrijke graslanden, bossen, heide, moerassen), de toegankelijkheid van de gebieden, de soortenrijkdom van de gebieden en de kenmerken van de huishoudens (inkomen, lidmaatschap van een natuurorganisatie, leeftijd...)</p>

BIJLAGE C: DEFINITIES KLEINE LANDSCHAPSELEMENTEN

Poel: Een poel is een stilstaand water, meestal op een lager gelegen plaats in het landschap. In het ideale geval bevat ze op een natuurlijke manier het hele jaar door water. Oorspronkelijk werd een poel vooral aangelegd als drinkplaats voor het vee. Nu gebeurt de aanleg en het herstel van poelen meestal met het oog op het verhogen van de natuurwaarden. Een poel brengt immers heel wat leven in de omgeving. De rijke watervegetatie die zich erin kan ontwikkelen, zorgt op haar beurt voor een gevarieerde dierenwereld, zoals kikkers, libellen, ... (toevoegen bij categorie rivieren en stilstaande wateren.)

Knotbomenrij: Een knotboom is een boom die om de paar jaar van zijn kruin wordt ontdaan, waarna deze weer kan uitlopen. Knoestige knotbomen zijn al eeuwenlang een vertrouwd beeld in ons cultuurlandschap. De bomen deden dienst als grensafscheiding en als houtleverancier. De meest bekende soort, de wilg, voorzag in "tenen" (of lange buigzame twijgen) voor het vlechten van manden, matten en beschoeiing (constructies die een oever of waterkant beschermen tegen bijv. afkalven). Oude knotbomen herbergen vaak een verhaal. Ze staan op strategische (kruis)punten, bij kapellen of als belangrijke grensscheiding. Ook nu nog hebben deze bomen hun nut: ze geven structuur aan het landschap, zijn een broedplaats voor tal van diersoorten en ... ze kunnen regelmatig een voorraadjie brandhout leveren. (toevoegen bij categorie bossen.)

Bomenrij, bomengroep, houtkant: een klein bosje, een aantal struiken en bomen bij elkaar. Een goede houtkant bestaat uit drie lagen: hoge bomen, struiken en kruidige planten. Houtkanten zijn door hun gevarieerde structuur en veelzijdig aanbod aan bloesems en vruchten een zeer belangrijk leefgebied voor veel diersoorten. Dassen, reeën en egels, maar ook verschillende amfibieën vertoeven er graag en vinden er een schuilplaats. Doordat het een lijnvormig landschapselement is, kunnen zoogdieren zich ongezien verplaatsen in hun zoektocht naar voedsel. (toevoegen bij categorie bossen)

Haag/struikengroep: Hagen vormen een bijzonder leefgebied waar zeer veel planten- en diersoorten zich thuis voelen. Veel soorten gebruiken hagen als oriëntatiepunt of om zich beschermt van de ene plek naar de andere te verplaatsen. Een lossere haag vormt met zijn bloesems, bessen en vruchten een ideale voedselbron voor tal van bijen, vlinders, vogels, kleine zoogdierpjes, ... (toevoegen bij categorie heide en struweel)

Hoogstamboomgaard: Hoogstamfruitbomen zijn alle wilde en gecultiveerde appel-, peren-, pruimen-, kersen-, krieke- en notenbomen die een stamlengte hebben van 1,8 tot 2,3 meter. Vroeger kwamen ze heel vaak voor, dus ze hebben een belangrijke cultuurhistorische waarde. Voor heel wat dieren zijn hoogstamboomgaarden van onschatbare waarde: vogels, kleine zoogdieren en insecten gebruiken het (val)fruit immers als voedselbron. Als er rondom de fruitbomen ook beschutting aanwezig is (hoog gras, houtkanten, ...), kunnen er vaak bijzonder veel dieren leven. In een oude hoogstamboomgaard met voldoende holtes in de bomen kan je heel wat holenbroedende vogels en misschien zelfs een vleermuis aantreffen. (apart onder landbouw)

Holle weg: een holle weg is een weg die uitgesleten of uitgegraven is en daardoor lager ligt dan het omliggende landschap. De bermen van een herstelde holle weg kunnen grazig zijn of begroeid met bomen en struiken. De meeste holle wegen zijn vermoedelijk vanaf de Middeleeuwen ontstaan. In ons intensief gebruikte landschap zijn holle wegen van groot belang voor plant en dier. Ze herbergen soms het laatste restje wilde natuur te midden van uitgestrekte akkers en dienen als verbindingsweg tussen bosjes en andere stukjes natuur die versnipperd liggen in de omgeving. Vele

vogels, vlinders, vleermuizen, knaagdieren, dassen, ... vinden in holle wegen voedsel en beschutting. Ze bouwen er hun nesten of burchten of gebruiken de holle wegen om zich te verplaatsen doorheen het landschap. (toevoegen bij categorie heide en struweel, struweel)

Rietkraag: een rietkraag is een korte of lange, maar altijd smalle, maximaal twee tot drie meter brede strook riet staand op een plasberm langs of drijvend op het wateroppervlak van een niet te smalle watergang. Ook op plaatsen met kwel staat vaak riet. (toevoegen bij categorie natte natuur, riet)