

Eindrapport

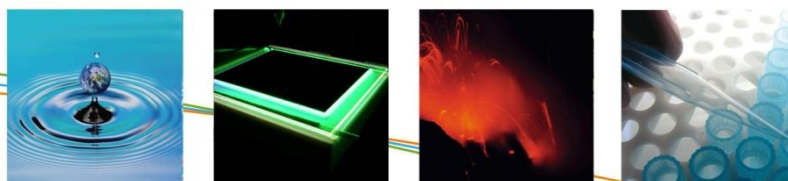
Waardering van ecosysteemdiensten in een stedelijke omgeving: een handleiding

Hendrix Rik, Liekens Inge, De Nocker Leo, Vranckx Stijn, Janssen Stijn, Lauwaet Dirk, Brabers Leon, Broekx Steven

Hoofdstuk geluid: Van Renterghem Timothy (UGent), Liekens Inge

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

digitale versie april 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:

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.

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 groene ruimtes 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 Stad” (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.

Deze handleiding is een uitbreiding op de bestaande handleiding (Liekens et al., 2013) voor terrestrische ecosystemen zoals bossen, heide, akkers en weilanden. Er wordt gewerkt met andere groenclassificatie-systemen en met andere berekeningsmethodes die beter geschikt zijn om te gebruiken in stedelijke omgeving.

In deze handleiding geven we voor verschillende ecosysteemdiensten methodes voor de kwalitatieve, kwantitatieve en monetaire waardering, voor zover ze beschikbaar en makkelijk toepasbaar zijn voor een stedelijke context.

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

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. De cijfers geven beleidsmakers een eerste ruwe inschatting van het welvaartsverlies wanneer ecosysteemdiensten verdwijnen of aangetast worden. Ze kunnen helpen om bepaalde keuzes/investeringen voor groenaanleg en groenbeheer te verantwoorden en bij een keuze tussen alternatieve locaties voor de (her)aanleg van groen.

INHOUD

Samenvatting	I
Inhoud	II
Lijst van tabellen	VI
Lijst van figuren	VIII
Lijst van afkortingen	IX
HOOFDSTUK 1. Introductie	10
1.1. <i>Doelstelling van deze handleiding</i>	10
1.2. <i>Waarderen van ecosysteemdiensten</i>	11
1.2.1. Wat zijn ecosysteemdiensten?	11
1.2.2. Wat is de economische waarde van een ecosysteem?	12
1.3. <i>Waarom de economische waarde van een ecosysteem bepalen?</i>	14
1.4. <i>Ecosysteemdiensten in een stedelijke omgeving</i>	15
1.5. <i>Handleiding en webtool voor een stedelijke omgeving</i>	15
1.6. <i>Beoogde eindgebruikers</i>	16
1.7. <i>bronnen</i>	17
HOOFDSTUK 2. Methode	18
2.1. <i>Hoe ecosysteemdiensten waarderen?</i>	18
2.2. <i>Vertaling naar indicatoren</i>	19
2.3. <i>Beperkingen</i>	19
2.3.1. Niet alle diensten komen even goed aan bod	19
2.3.2. Risico op dubbeltellingen	20
2.3.3. Onzekerheid bij transfereren van waardes naar andere gebieden	20
2.4. <i>Welke ecosystemen of vormen van stedelijk groen komen aan bod?</i>	20
2.4.1. Groendaken	21
2.4.2. Verhardingen	22
2.4.3. Water en vochtige/natte groenvormen	22
2.4.4. Open (droge) Groenvormen	24
2.4.5. Gevels en muren	30
2.4.6. Struiken, hagen en houtkanten	32
2.4.7. Bos	35
2.4.8. Stadsbomen	36
2.4.9. Bebouwde oppervlakte	38
2.5. <i>Welke ecosysteemdiensten komen aan bod?</i>	39
2.6. <i>Bronnen hoofdstuk 2</i>	41
HOOFDSTUK 3. Stappenplan voor gebruik handleiding en tool	42

3.1.	<i>Vorbereiding</i>	43
3.1.1.	Stap 1 : identificatie project	43
3.1.2.	Stap 2 : afbakening van het studiegebied en te nemen maatregelen	43
3.1.3.	Stap 3: checken benodigde gegevens en verzamelen extra info	44
3.1.4.	Stap 4: selecteren relevante ecosysteemdiensten	44
3.2.	<i>Waardering: Stap 5 t.e.m. 7: kwalitatief, kwantitatief en monetair waarderen</i>	44
3.3.	<i>Rapportering</i>	45
HOOFDSTUK 4.	Gebruikte Inputkaarten	46
4.1.	<i>Landgebruik</i>	46
4.2.	<i>Recreatie</i>	47
4.2.1.	Score voor reliëf	47
4.3.	<i>Andere benodigde gegevens</i>	49
4.3.1.	Concentratiekaart PM ₁₀	49
4.3.2.	Street canyon kaart	49
4.3.3.	Inwonerskaart	49
HOOFDSTUK 5.	Producterende diensten	50
5.1.	<i>Voedselproductie</i>	50
5.1.1.	Beschrijving	50
5.1.2.	Kwalitatieve waardering	51
5.1.3.	Kwantitatieve en monetaire waardering	51
5.1.4.	Bronnen	53
5.1.5.	Uitgangspunten	53
5.1.6.	Te gebruiken cijfers	53
5.1.7.	Vertaling naar indicator	54
5.1.8.	Een voorbeeld	54
HOOFDSTUK 6.	Regulerende diensten	56
6.1.	<i>Verbeteren van de luchtkwaliteit</i>	56
6.1.1.	Beschrijving	56
6.1.2.	Kwalitatieve waardering	57
6.1.3.	Kwantitatieve waardering	58
6.1.4.	Monetaire waardering	59
6.1.5.	Bronnen	61
6.1.6.	Veronderstellingen	63
6.1.7.	Te gebruiken cijfers	64
6.1.8.	Vertaling naar een indicator	67
6.1.9.	Een voorbeeld	67
6.2.	<i>Verminderen van geluidshinder</i>	68
6.2.1.	Beschrijving	68
6.2.2.	Kwalitatieve waardering	71
6.2.3.	Kwantitatieve waardering	71
6.2.4.	Monetaire waardering	72
6.2.5.	Bronnen	72
6.2.6.	Uitgangspunten	75
6.2.7.	Te gebruiken cijfers	76

6.2.8.	Een voorbeeld	77
6.3.	<i>Stabilisatie van waterniveaus:infiltratie</i>	78
6.3.1.	Beschrijving	78
6.3.2.	Kwalitatieve en kwantitatieve waardering impact op retentie	78
6.3.3.	Monetaire waardering	80
6.3.4.	Bronnen	81
6.3.5.	Uitgangspunten	82
6.3.6.	Te gebruiken cijfers	82
6.3.7.	Vertaling naar een indicator	85
6.3.8.	Een voorbeeld	85
6.4.	<i>Reguleren van de fysische, chemische en biologische omgeving</i>	85
6.4.1.	Mondiale klimaatregulatie: koolstofopname door biomassa en bodem	85
6.4.2.	Lokale klimaatregulatie: verkoelend effect van groen	93
HOOFDSTUK 7.	Culturele diensten	103
7.1.	<i>Recreatie</i>	104
7.1.1.	Beschrijving	104
7.1.2.	Methode	108
7.1.3.	Kwalitatieve waardering	108
7.1.4.	Kwantitatieve waardering	110
7.1.5.	Monetaire waardering	112
7.1.6.	Te gebruiken cijfers	113
7.1.7.	Vertaling naar een indicator	113
7.1.8.	Een voorbeeld	114
7.2.	<i>Meerwaarde woningen</i>	115
7.2.1.	Beschrijving	115
7.2.2.	Literatuuroverzicht	115
7.2.3.	Kwalitatieve waardering	117
7.2.4.	Kwantitatieve waardering	117
7.2.5.	Monetaire waardering	117
7.2.6.	Uitgangspunten	117
7.2.7.	Te gebruiken cijfers	118
7.2.8.	Vertaling naar een indicator	119
7.2.9.	Een voorbeeld	119
7.3.	<i>Fysische en mentale gezondheid door contact met groen</i>	120
7.3.1.	Kwalitatieve waardering	125
7.3.2.	Kwantitatieve waardering	125
7.3.3.	Monetaire waardering	126
7.3.4.	Uitgangspunten	126
7.3.5.	Te gebruiken cijfers	127
7.3.6.	Een voorbeeld	127
7.4.	<i>Ontwikkeling van kinderen</i>	129
7.5.	<i>Sociale contacten</i>	129
7.6.	<i>Intermezzo: Expertgebaseerde waarderingssystemen voor individuele bomen</i>	130
HOOFDSTUK 8.	Biodiversiteit	140
8.1.	<i>Beschrijving</i>	140

8.2.	<i>literatuuroverzicht</i>	140
8.3.	<i>Kwalitatieve waardering</i>	143
8.4.	<i>Literatuurlijst biodiversiteit</i>	143
8.5.	<i>Te gebruiken cijfers</i>	145
8.6.	<i>Een voorbeeld</i>	145
HOOFDSTUK 9.	Besluit	146

LIJST VAN TABELLEN

Tabel 1: CICES-Be indeling ecosysteemdiensten en vergelijking met andere literatuuroverzichten ecosysteemdiensten geleverd door stedelijk groen	40
Tabel 2: Stappenplan voor gebruik handleiding en tool	42
Tabel 3: Basisbestanden gebruikt voor het samenstellen van de landgebruiksk kaart	46
Tabel 4: Opslagfactoren voor reliëf	47
Tabel 5: Opslagfactoren voor erfgoedwaarden	47
Tabel 6: Score voor horizonvervuiling	48
Tabel 7: Score voor padendensiteit	49
Tabel 8: Relatief aandeel van moestuinen in tuinen bij 1138 Vlaamse huishoudens	50
Tabel 9: Gemiddelde uitgaven in Vlaanderen voor huishoudens en persoon van voedselgroepen die tevens kunnen geproduceerd worden in de (moes)tuin en/of in het neerhof	51
Tabel 10: Raming potentiële besparing van een moestuin per hectare tuin	52
Tabel 11: Voorkomen van voedselgroep	53
Tabel 12: Kwalitatieve waardering voedselproductie in tuinen	53
Tabel 13: kwantitatieve en monetaire waardering voedselproductie in tuinen	54
Tabel 14: Kwalitatieve waardering lokale impact groenmaatregelen op luchtkwaliteit in verschillende omstandigheden	65
Tabel 15: Vertaling van kwalitatieve scores naar kwantitatieve schattingen impact op concentratie waaraan omwonenden worden blootgesteld voor buffer en canyon	65
Tabel 16: Kwantitatieve schatting van afvang van fijn stof door stedelijk groen (luchtkwaliteit achtergrond/filtereffect)	66
Tabel 17: Kwalitatieve waardering lokale impact groenmaatregelen op geluidsreductie	76
Tabel 18: Vertaling van kwalitatieve scores naar kwantitatieve daling geluid waaraan omwonenden worden blootgesteld	76
Tabel 19: Monetaire waardering: % waardevermindering van een woning per dB(A) geluidstoename	77
Tabel 20: Kwalitatieve waardering impact groenmaatregelen op retentie en gemiddelde retentievoëfficiënt RC	83
Tabel 21: Runoff- en Retentievoëfficiënten van een aantal relevante oppervlaktetypes en de variabelen die de grootte hiervan bepalen.	84
Tabel 22: Veronderstellingen (gebaseerd op Thyssen, 2011) voor extrapolatie van resultaten naar andere groenvormen:	89
Tabel 23: Kwalitatieve waardering impact groenmaatregelen op koolstofopslag	91
Tabel 24: Gebruikte waarden om opslag per boom te berekenen.	91
Tabel 25: gebruikte waarden voor de monetaire waardering van C-opslag.	92
Tabel 26: Kwantitatieve waardering van het effect op lokale klimaat op basis van de kwalitatieve score	101
Tabel 27: Kwalitatieve waardering impact groenmaatregelen op stedelijk klimaat (legende: zie vorige tabel)	101
Tabel 28: Overzicht van onderscheiden effecten van nabijheid en toegankelijkheid van stedelijk groen	103
Tabel 29: Overzicht van aantal bezoeken aan groene ruimte per jaar per inwoner	105
Tabel 30: Wijziging padendensiteit in toekomstige gebied en invloed op de score	109
Tabel 31: Antwoord op de vraag in welke mate recreatieve faciliteiten aanwezig zijn.	109
Tabel 32: Standaard gehanteerde afstandsgrenzen voor groen in stedelijke context	111
Tabel 33: Gemiddeld aantal bezoeken per inwoner per soort groen	113
Tabel 34: Gemiddelde bestedingen per bezoek per recreatietype.	113

Tabel 35: kwalitatieve score voor de dienst belevingswaarde omwonenden	118
Tabel 36 Kwalitatieve score voor bevolkingsdichtheid van het gebied	118
Tabel 37: Gezondheidseffecten van 10% extra groene ruimte binnen 1 km van woning, uitgedrukt in Daly's per 1000 inwoners	122
Tabel 38: Samenvattende tabel gezondheidseffecten van 10% extra groene ruimte binnen 1km en 3 km van woning	125
Tabel 39: Kwantitatieve waardering van gezondheidseffecten van 1 ha extra groen in DALY per 1000 inwoners	127
Tabel 40: Indicatoren, hun manier van interpretatie en mogelijke antwoorden, die gebruikt zijn in de enquête voor het berekenen van wegingsfactoren met betrekking tot de biodiversiteitswaarde van groenvormen in het kader van het project 'Biodiversiteitstoets' (naar Brabers, 2014)	142
Tabel 41: kwalitatieve score biodiversiteit	145

LIJST VAN FIGUREN

Figuur 1: Totale economische waarde van ecosystemen en mogelijke waarderingsmethoden	13
Figuur 2: De waarderingspiramide	19
Figuur 3: Voorbeeld extensief groendak	21
Figuur 4: Voorbeeld natuurlijke waterloop (Dijle in Leuven)	22
Figuur 5: Voorbeeld begroeide oever	23
Figuur 6: Voorbeeld wisselnatte standplaats in de stad	24
Figuur 7: Voorbeeld bol- en knolgewassen in kruidenrijk gazon	25
Figuur 8: Voorbeeld perkplanten: wisselperk met bloemen	26
Figuur 9: Voorbeeld bloemenakker	27
Figuur 10: Voorbeeld natte bloemenrijke ruigte	28
Figuur 11: Voorbeeld heide	29
Figuur 12: Voorbeeld akker	30
Figuur 13: Voorbeeld niet-grondgebonden gevelgroen	30
Figuur 14: Voorbeeld van begroeide omheining	31
Figuur 15: Voorbeeld muurvegetatie	32
Figuur 16: Voorbeeld van een groenblijvende haag	33
Figuur 17: Voorbeeld van een bladverliezende haag	33
Figuur 18: Voorbeeld heesters en struiken	34
Figuur 19: Voorbeeld houtkant	35
Figuur 20: Voorbeeld mantel- en zoomvegetatie (de zoom ontbreekt)	36
Figuur 21: Voorbeeld alleenstaande loofboom 1 ^{ste} orde zonder ondergroei	37
Figuur 22: Voorbeeld strakke loofbomenrij met ondergroei in een stad	38
Figuur 23: Invloed van vegetatie op luchtkwaliteit voor een vrijstaande boom en een boom in een street canyon.	58
Figuur 24: Processen CO ₂ -opname, Bron: US Environmental Protection Agency (EPA)	86
Figuur 25: Relatie tussen de oppervlakte van groengebieden in de stad en het ruimtelijk gemiddeld effect op de temperatuur tijdens de zomer. Het gaat hier om het absolute effect, groen brengt wel degelijk koeling.	94
Figuur 26: Vereenvoudigd schema van de stralingsbelasting op een menselijk lichaam in stedelijke omgeving. De letter Q wordt in wetenschappelijke publicaties gebruikt om warmtestraling aan te duiden. Daarvan zijn er verschillende bronnen: de zon levert kortgolvlige (shortwave, SW) warmtestraling; de atmosfeer, de gebouwen en het aardoppervlak leveren langgolvlige (longwave, LW) warmtestraling. Bron: Hittekaartstudie.	97
Figuur 27: Het percentueel aandeel van ontevreden mensen bij een bepaalde PMV-waarde. Bron: Fanger (1982)	98

LIJST VAN AFKORTINGEN

ANB	Agentschap voor natuur en bos
BTB	Betalingsbereidheid
BWK	Biologische waarderingskaart
C	Koolstof
CE	Choice Experiment
CVM	Contingent Valuation Method
dB(A)	Decibel (A) waarneembaar door de mens
ESD	Ecosysteemdienst(en)
GIS	Geografische InformatieSystemen
HP	Hedonic Pricing
MAES	Mapping and assessment of ecosystems and their services
MAI	Mean Annual Increment
MEA	Millennium Ecosystem Assessment
MER	Milieueffectrapport
MIRA	Milieurapport Vlaanderen
MKBA	Maatschappelijke kosten-batenanalyse
MKM	Milieukostenmodel
NARA	Natuurrapport Vlaanderen
NSDI	Noise sensitivity depreciation index
LNE	Departement leefmilieu, Natuur en Energie van de Vlaamse overheid
PIO	Prati-index voor zuurstofverzadiging
PM	Particulate matter (fijn stof)
SOC	Soil Organic content
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 monetarisering 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 in stedelijke omgeving**. Deze handleiding is een uitbreiding op de bestaande handleiding voor terrestrische ecosystemen zoals bossen, heide, akkers en weilanden. Ze kan een hulpmiddel zijn voor iedereen (beheerders, landontwikkelaars, overheden, natuurorganisaties of actieve inwoners) die het sociaal-economische belang van ecosystemen in de stad in kaart wil brengen. Dat 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 of een milieueffectrapport.

De handleiding biedt een stappenplan om bij uitbreiding, inkrimping of veranderingen in stadsgroen de effecten op ecosysteemdiensten te schatten en vervolgens de welvaartseffecten 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 zullen worden toegepast in de webtool "Natuurwaardeverkenner Stad" (www.natuurwaardeverkenner.be) waarmee u zelf kan verkennen welke ecosysteemdiensten belangrijk zijn in uw gebied of worden beïnvloed door uw project. Ook kan u via deze link meer achtergrondinformatie over de gebruikte methodes bekomen. Een deel van de benodigde informatie voor de kwantificering van sommige ecosysteemdiensten zit hier reeds in vervat.

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.

1.2. WAARDEREN VAN ECOSYSTEEMDIENSTEN

1.2.1. WAT ZIJN ECOSYSTEEMDIENSTEN?

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. Vandaag wordt de impact van menselijk gebruik en misbruik meer en meer duidelijk. Oceanen zijn overbevist. Plagen en ziektes breiden uit buiten hun historische grenzen. Er wordt gebouwd in natuurlijke overstromingsgebieden waardoor er geen natuurlijke bescherming meer is tegen overstromingen 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 ook veel aandacht. De Verenigde Naties brachten in 2005 het Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2005) 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 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 (TEEB, 2010).

Definities

Ecosysteem = het geheel van biotische (levende) en abiotische (niet-levende) elementen die het samenleven van levende organismen in een bepaald gebied kenmerken (uit “Decreet betreffende het natuurbehoud en het natuurlijk milieu”, 21/10/1997).

Ecosysteemdiensten = de goederen en diensten geleverd door een ecosysteem die bijdragen tot voordelen (baten) voor de mens (MA, 2005). 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.

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

Biodiversiteit is in de meeste classificaties geen ecosysteemdienst. Soms wordt ze als “ondersteunende dienst” beschouwd die bijgevolg niet apart moet gewaardeerd worden. 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. De link tussen biodiversiteit en ecosysteemdiensten is nog niet heel sterk bestudeerd. De bestaande literatuur leert ons wel dat hoe hoger de biodiversiteit hoe groter het aantal ecosysteemdiensten dat geleverd wordt.

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 klasiek 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.

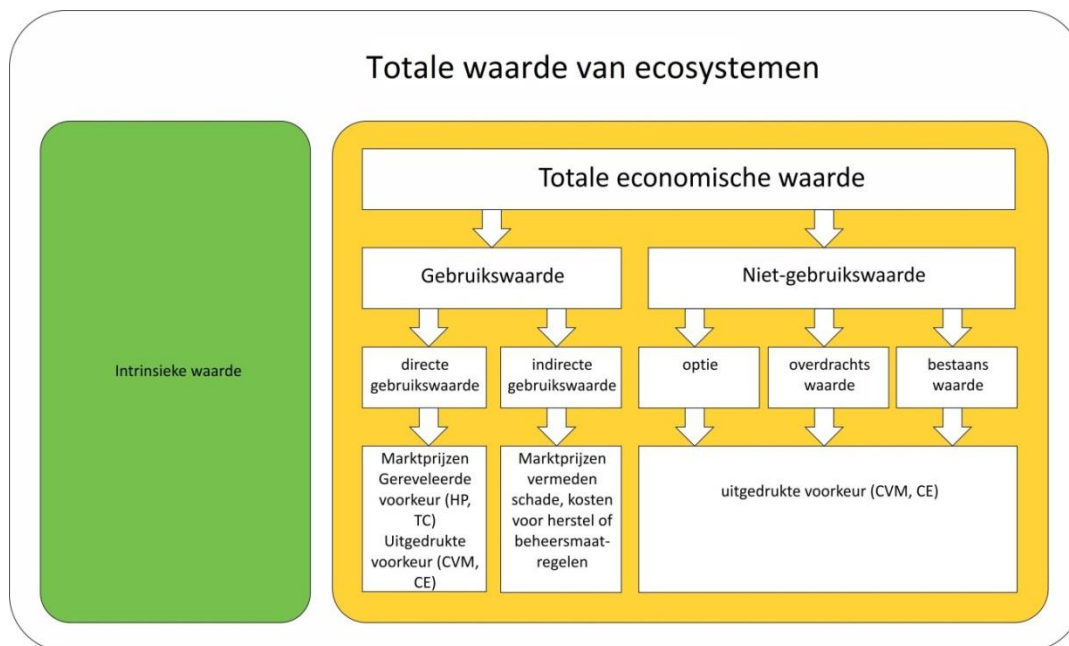
Heel vaak wordt verondersteld dat de marktprijs gelijk is aan de waarde van een goed of dienst. Niets is minder waar. Voor ecosysteemdiensten is de waarde zelden gelijk aan de prijs die we betalen,

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).

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 waarderingsmethoden



Bron: op basis van Hanley et al, 1997

De gebruikswaarde omvat:

- een directe gebruikswaarde: we ontlelen goederen en diensten direct aan het ecosysteem zoals bijv. hout, recreatie, beleving van het ecosysteem.
- een indirecte gebruikswaarde: we ontlelen 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 wij 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). 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 ecosystemediensten worden op de markt verhandeld en hebben een directe, financiële impact op de beslisser.
- 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 economische 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. ECOSYSTEEMDIENSTEN IN EEN STEDELIJKE OMGEVING

Uit diverse gesprekken met eindgebruikers van de natuurwaardeverkenner blijkt dat er een duidelijke vraag is om ecosysteemdiensten te berekenen voor groenblauwe infrastructuur in een meer verstedelijkte omgeving.

We lijsten een aantal specifieke vragen op zoals die in het verleden gesteld zijn voor de bestaande natuurwaardeverkenner of in overlegmomenten met administraties/lokale besturen voor andere projecten.

- Studiebureau: alternatieve inrichtingsvarianten met groene elementen van nieuwbouwwijken vergelijken
- Politieke partij: wat is economisch verlies door het verwijderen van een bomenrij in een straat?
- Stad: hoe kunnen we alternatieve ontwerpen voor grootschalige herontwikkelingsprojecten met elkaar vergelijken?
- Administratie: hoe de impact van alternatieve herontwikkelingen van brownfields vergelijken?
- Administratie: aantonen waarom investeren in groen in stedelijke context loont.
- Gemeente: welke groenelementen zijn interessant om te subsidiëren (groendaken, gevelgroen,...)?
- Gemeente: hoe de weigering van een vergunning voor een "slecht" project onderbouwen?

Enerzijds vinden er frequenter veranderingen plaats (bouwprojecten) waardoor de vraag naar impacts vaker wordt gesteld. Anderzijds is het aanbod van ecosysteemdiensten beperkter (minder groen aanwezig, kleinere groenvormen) en de vraag veel groter (meer bevolking nabij) waardoor de potentiële meerwaarde van een goede inrichting groot kan zijn. Dit wordt ook bevestigd in diverse overzichtsrapporten zoals Aertsens et al., 2012 (Investeer in groen, winst verzekerd) of Gomez-Bagetthun en Barton, 2013.

De belangrijkste vraagstelling is het becijferen van de maatschappelijke waarde van groenblauwe ruimte in een stedelijke omgeving. Dit betekent dat we aangeven of en in welke mate groene ruimte een positieve impact heeft op gezondheid, recreatie, horeca, wonen, luchtkwaliteit, geluidshinder, etc.

1.5. HANDLEIDING EN WEBTOOL VOOR EEN STEDELIJKE OMGEVING

Voor veel van deze vraagstellingen kan de bestaande natuurwaardeverkenner geen goed antwoord bieden. In verstedelijkte omgeving is groen-blauwe infrastructuur kleinschaliger, zijn er andere groen-classificaties van belang, zijn er andere ecosysteemdiensten belangrijk en zijn ook de

rekenmethodes anders. Vandaar ook de noodzaak om tot een alternatieve handleiding en tool te komen voor de verstedelijkte omgeving.

Deze handleiding wijkt in grote mate af van de handleiding voor terrestrische ecosystemen.

- Ander groenclassificatiesysteem: waar de bestaande natuurwaardeverkenner zich vooral focust op terrestrische ecosystemen zoals bossen, heide en graslanden vertrekt de natuurwaardeverkenner stad van een heel andere indeling. Deze indeling komt in detail aan bod in paragraaf 2.4 en bevat naast de voor de handliggende groenvormen als een park of bos ook meer kunstmatige groenvormen als groendaken en gevelgroen. Omdat we ook op kleinere schaal werken is het ook belangrijk om stedelijk landgebruik verder te diversifiëren in het type bodembedekking (gesloten, half-open, open verhardingsvormen) gezien dit ook een sterk verschillende impact heeft op diverse ecosysteemdiensten.
- Focus op andere ecosysteemdiensten: uit een literatuur review blijkt dat andere ecosysteemdiensten belangrijk zijn in een stedelijke omgeving. Zo zijn diensten als landbouwproductie en houtproductie minder belangrijk, maar zijn andere diensten als voedselproductie in tuinen en lokale klimaatregulatie (stedelijk hitte-eilandeffect) belangrijker. Een literatuuroverzicht en de selectie van de opgenomen diensten wordt besproken in paragraaf 2.5.
- Andere berekeningsmethodes: gezien de classificatie van groenvormen anders is en ook de lokale context heel anders is (meer vraag naar diensten, meer milieudrukken, minder groen aanwezig), zijn de berekeningsmethodes aangepast voor nagenoeg alle diensten. De gedetailleerde methodes per dienst komen aan bod in hoofdstukken 4 tot 6.

1.6. BEOOGDE EINDGEBRUIKERS

De beoogde eindgebruikers voor dit instrument situeren zich op verschillende niveaus. We lijsten de naar ons insziens belangrijkste op.

- Gemeentes/Steden: het instrument zal vooral gericht zijn op gemeentelijke en stedelijke context. De hoofddambitie is onderbouwing geven bij stadsplanning en de groene inrichting hiervan, en alternatieve inrichtingen te kunnen vergelijken. Dit kan gebeuren door ambtenaren zelf of door studiebureaus in opdracht van steden en gemeentes. Ook als middel voor communicatie met burgers kan dit interessante mogelijkheden geven. Verder zullen nieuwe Europese structuurfondsen voor steden zich meer richten op groenblauwe netwerken. Men is hiervoor op zoek naar indicatoren om aanvraagdossiers te kunnen beoordelen of achteraf de resultaten ervan te evalueren. Vanuit EU zijn reeds lijsten met indicatoren beschikbaar die mogelijk hierbij aansluiten.
- Provincies/Administraties: op hoger schaalniveau kan het instrument interessant zijn om bijvoorbeeld het belang/de doeltreffendheid van specifieke programma's voor lokale besturen aan te tonen of op te volgen. Voorbeeld is Harmonisch Park en Groenbeheer. Aantonen door administraties waarom dit programma een maatschappelijke meerwaarde heeft, kan een stimulans zijn voor lokale besturen om hier meer gebruik van te maken.
- Projectontwikkelaars: projectontwikkelaars die indienen voor bepaalde herontwikkelingsprojecten kunnen mogelijk gebruik maken van een dergelijk instrument ter onderbouwing van hun dossier, of idealiter bij het ontwerp van specifieke inrichtingsvarianten.

- Belangenorganisaties: organisaties zoals Natuurpunt en Ademloos hebben reeds gebruik gemaakt van de bestaande natuurwaardeverkenner, vooral om debatten met lokale overheden beter te onderbouwen.
- Burgers: verschillende individuele burgers hebben reeds interesse laten blijken in dit soort tools. De beweegredenen zijn niet altijd even duidelijk. Dit is vermoedelijk vooral gedreven vanuit persoonlijke interesse in het thema. Mogelijks zullen burgers dit ook gebruiken in discussies met lokale overheden of onderlinge discussies.

1.7. BRONNEN

Aertsens, J., De Nocker, L., Lauwers, H., Katelijne, N., Simoens, I., Meiresonne, L., Turkelboom, F. en Broekx, S. (2012). *Daarom groen! Waarom u wint bij groen in uw stad of gemeente*. Studie uitgevoerd in opdracht van: ANB – Afdeling Natuur en Bos; 144 p.

Gomez-Baggethun, Erik and Barton, David N. 2013. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics* 86 (2013) 235-245

Hanley N., Shogren, J.F., and White, B., 1997. *Environmental Economics in Theory and Practice*. New York and Oxford: Oxford University Press

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).

Liekens Inge, Van der Biest Katrien, Staes Jan, De Nocker Leo, Aertsens Joris, Broekx Steven, 2013. *Waardering van ecosysteemdiensten, een handleiding*. Studie in opdracht van LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid.

Millenium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press.

TEEB 2010, *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations*. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington

HOOFDSTUK 2. METHODE

2.1. HOE ECOSYSTEEDIENSTEN WAARDEREN?

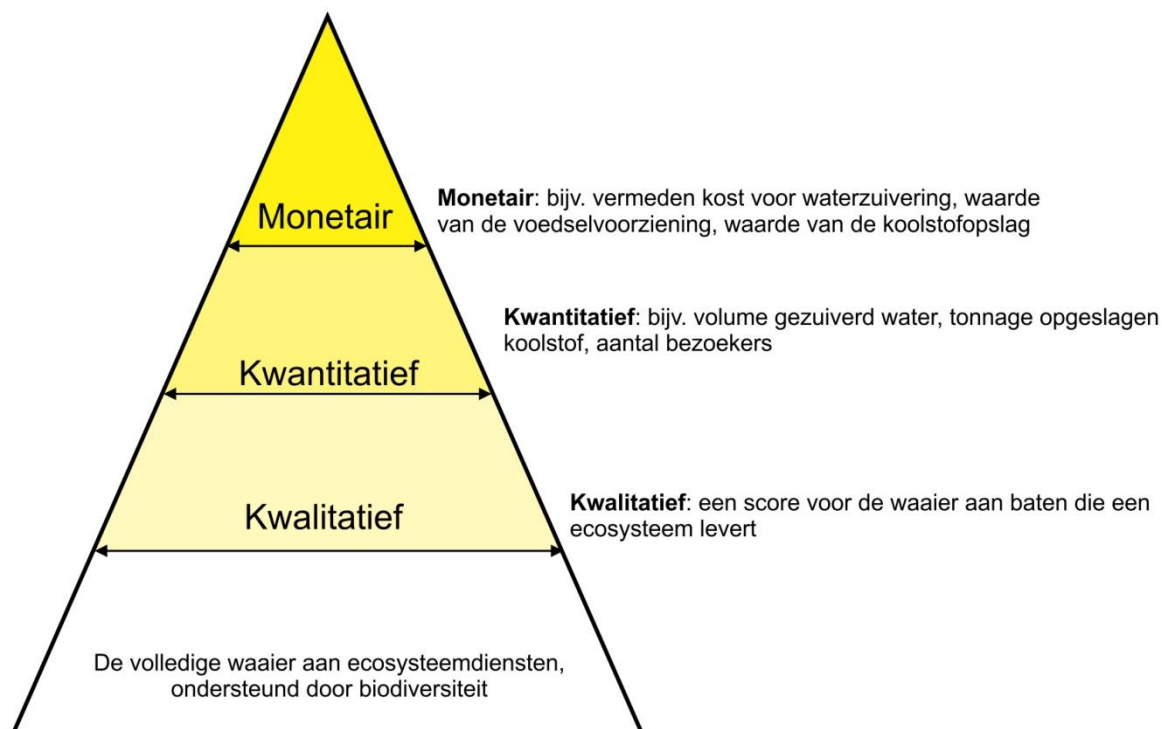
Niet voor alle ecosysteemdiensten is dezelfde hoeveelheid aan informatie beschikbaar. Daarom stellen we een piramidebenadering voor zoals beschreven in Kettunen et. al. (2009). Hierbij worden in eerste instantie zoveel mogelijk diensten omschreven en wordt een kwalitatieve waardering gegeven. Dit gebeurt via scores die aangeven hoe belangrijk de ecosysteemdiensten zijn en hoe hun belang wordt beïnvloed door specifieke ingrepen.

In tweede instantie stellen we functies op voor een kleinere selectie van ecosysteemdiensten om de bio-fysische impact van een scenario te kwantificeren (kwantitatieve waardering). 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). De selectie gebeurt op basis van de beschikbaarheid van gegevens en de wetenschappelijke geloofwaardigheid van kwantificeringsfuncties. Ecosysteemdiensten 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 ecosysteemdiensten ook functies of kengetallen ontwikkelen om de monetaire waarde te kunnen bepalen. Monetaire waardering is het uitdrukken van de effecten op ecosysteemdiensten in geldtermen. Dit kan op basis van verschillende methodes uit de milieu-economie. Meer details zijn te vinden in LNE (2008) of in Liekens et al. 2018

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 ecosysteemdienst onderzoeken misleidend. Enkel focussen op één ecosysteemdienst zoals bijvoorbeeld visvangst, kan leiden tot niet-duurzaam gebruik en desastreuze effecten op andere ecosysteemdiensten.

Het waarderen van een bundel ecosysteemdiensten 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. Beslissingsnemers zijn meer geïnteresseerd in de waardering van marginale (relatief kleine) veranderingen die plaatsvinden in de levering van ecosysteemdiensten. Daarom moeten we verschillende alternatieven, scenario's of veranderingen in landgebruik waarderen.

Figuur 2: De waarderingspiramide



bron: vertaling van Kettunen et al. (2009)

2.2. 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).

2.3. BEPERKINGEN

2.3.1. NIET ALLE DIENSTEN KOMEN EVEN GOED AAN BOD

In de handleiding proberen we zo volledig mogelijk te zijn met betrekking tot de verschillende ecosystemendiensten. Uiteraard is niet over alle ecosystemendiensten 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 stedelijk groen 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.

2.3.2. 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 de drinkwaterproductie en visproductie; impact op geluid en luchtkwaliteit heeft bijvoorbeeld een effect op gezondheid; pollinatie 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.

2.3.3. 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 waarderingsfuncties waarbij ruimtelijke factoren maximaal worden geïntegreerd (zowel ecologische factoren die de natuurlijke processen beïnvloeden als factoren die de betalingsbereidheid van de mens beïnvloeden). Indien functies niet mogelijk zijn en we toch waardes uit de literatuur gebruiken definiëren we een lage en hoge waarde. Deze twee waarden geven dan de breedte uit de literatuur weer.

2.4. WELKE ECOSYSTEMEN OF VORMEN VAN STEDELIJK GROEN KOMEN AAN BOD?

Op basis van verschillende bronnen is een typologie/selectie van groenmaatregelen gemaakt, relevant voor de natuurwaardeverkenner stad. Alle groenmaatregelen zijn ondergedeeld in

hoofdcategorieën. Per hoofdcategorie wordt een beschrijving van de afzonderlijke groenmaatregelen gegeven.

Bij de huidige indeling is er naar gestreefd tot een exhaustieve en overzichtelijke lijst te komen. Dit vormt een evenwicht tussen een voldoende hoog detailniveau en het vermijden van een al te lange lijst waardoor gebruikers moeilijker kunnen navigeren tussen maatregelen. Indien meer detail gewenst is voor specifieke diensten zal dit bijkomend worden omschreven bij de bespreking van de dienst.

Deze indeling en ook een gedeelte van de rekenmethodes zijn ontwikkeld en worden ook gehanteerd in een project dat VITO uitvoert tussen 2014 en 2016 voor Stad Antwerpen rond functioneel groen. De gebruikte afbeeldingen bij onderstaande indelingen zijn door Leon Brabers gerealiseerd voor vzw Vrienden Van Heverleebos en Meerdaalwoud in het kader van de biodiversiteitstoets (www.biodiversiteitstoets.be) en door Geert Meysmans, Departement Landschapsarchitectuur, Erasmushogeschool Brussel.

2.4.1. GROENDAKEN

1. **Extensief groendak:** Extensieve groendaken bestaan uit platte of hellende daken waarop een begroeiing met mos, vetkruiden en andere kruidachtigen kan voorkomen. Vrijwel al deze planten zijn niet betredingstolerant. De daken hebben een speciale opbouw met een substraatlaag van maximaal 15 cm dik. Groendaken met dikker substraat worden als (semi-)intensief beschouwd. Groendaken spelen een vooraanstaande rol in de ontwikkeling van duurzame steden. Hieronder kunnen ook de daken op ondergrondse parkings vallen.



Figuur 3: Voorbeeld extensief groendak

2. **Semi-intensief groendak:** Licht of eenvoudig intensieve groendaken zijn te vergelijken met kruidenrijke graslanden. Dit type wordt bij de intensieve groendaken gerekend of kan als een overgang tussen intensieve en extensieve groendaken beschouwd worden. De substraatdikte situeert zich tussen 15 en 20 cm. Een dergelijk groendak weegt al vlug 200 tot zelfs meer dan 1500 kg/m² en vergt, zeker bij de zwaardere uitvoeringen, een aangepaste dragende constructie. (ANB, 2014) Hieronder kunnen ook de daken op ondergrondse parkings vallen.
3. **Intensief groendak:** Gebruiks-intensieve groendaken zijn het equivalent op daken van wat tuinen op de grond zijn. De substraatdikte begint vanaf 20 cm. De begroeiing bestaat meestal voor een groot deel uit grassen, kruiden, struiken en zelfs volwassen bomen waarnaast ook dikwijls paden en terrassen aanwezig zijn. Hieronder kunnen ook de daken op ondergrondse parkings vallen.

2.4.2. VERHARDINGEN

1. **Gesloten verharding:** Onder dit type van verhardingen vallen alle niet-waterdoorlatende verhardingstypes zoals kasseien, mozaïkkeien, platines, tegels, kleiklinkers en betonklinkers indien de aanwezige voegen ook opgevuld zijn met een niet-waterdoorlatende stof, alsook volle betonplaten en asfalt.
2. **Groene voegen, grassdallen en vergelijkbaar:** Grassdallen zijn een combinatie van graselementen en verstevigingsmateriaal. Grasbetontegels; gras-kunststofplaten, grondgazon. Groene voegen/Geperforeerde betonplaten zijn ongeveer 2,50 x 2,50 m groot, zijn geperforeerd en al dan niet afgewerkt met een stalen hoekprofiel.
3. **Half verharding:** Gebroken fracties zoals ternair mengsel, schelpen, gespleten primaire fracties, grind, steenslag; Houtsnippers/boomschors (Houtsnippers ontstaan door het versnipperen van ondermeer snoeihout. Als alternatief voor houtsnippers wordt ook boomschors aangeboden als verhardingsmateriaal. Afhankelijk van de fijnheid van de snippers en de houtsoort die versnipperd wordt of de schors, ontstaan verschillende types.) en grond (Paden waarvoor extern zand, zandleem of grond wordt toegevoegd aan het gebiedseigen substraat om de drainagecapaciteit van de bestaande bodem te doen toenemen zodat de toegankelijkheid verbetert)

2.4.3. WATER EN VOCHTIGE/NATTE GROENVORMEN

1. **Water: Kunstmatig water** (Verscheidene vormen van duidelijk aangelegde waterpartijen zoals zwembijvers, kanalen, kunstmatig open water, greppel of gracht.) evenals kunstmatige watertypes die sterk natuurlijk ogen en **Natuurlijk water:** Natuurlijke waterloop, natuurlijke waterpartij of bron Het onderscheid tussen effectief natuurlijk water en ogenschijnlijk natuurlijk water vaak niet te maken is.



Figuur 4: Voorbeeld natuurlijke waterloop (Dijle in Leuven)

2. **Natte groenvormen: Oeverzone en plas-dras:** Begroeide oever, strand, moeras of plas-dras. Deze laatste groenvorm zijn zones waarin het water zich gedurende het grootste deel van

het jaar zeer nabij het maaiveld bevindt. Ze staan al dan niet in verbinding met open water en komen vooral voor in laaggelegen gebieden zoals een depressie in het landschap of een verlande open waterpartij of op alluviale (veelal kom)gronden. **Wadi's en wisselnatte standplaatsen:** Wadi's (water afvoer door infiltratie) en wisselnatte standplaatsen staan het grootste deel van het jaar droog, maar kunnen tijdens de wintermaanden en na hevige regenval blank staan. Ze worden gebruikt in woonzones als bufferings- en infiltratievoorziening voor wanneer het hard heeft geregend. Helofytenfilters bestaan uit een constructie met moerasplanten (helofyten) waardoor voedselrijk water gestuurd wordt. De planten halen grote hoeveelheden voedingsstoffen uit het water waardoor het water dat uit het systeem stroomt voedselarmer is dan het water dat instroomde.



Figuur 5: Voorbeeld begroeide oever



Figuur 6: Voorbeeld wisselnatte standplaats in de stad

2.4.4. OPEN (DROGE) GROENVORMEN

1. **Naakte bodem:** Kale bodem waar geen planten op groeien
2. **Grasveld:** Frequent gemaaid grasland (ongeveer 15 à 20 keer per jaar): dit zijn hoofdzakelijk graslanden met esthetische en/of recreatieve functie zoals particuliere en openbare gazons, sportvelden en speel-, picknick-, of ligweides; Kruidenrijk gazon: gazon dat niet enkel uit grassoorten bestaat, maar waartussen zich ook laagblijvende bloeiende planten bevinden zoals bijvoorbeeld madeliefje, boterbloem en paardenbloem; kruidenrijk gazon met bol- en knolgewassen: in dit type van grasvelden zijn bol- en knolgewassen aangebracht die bloeien in het voorjaar. Ze zijn eenvoudig en goedkoop in gebruik, mits gekozen wordt voor verwilderingsbollen. Ze zijn een belangrijke nectar- en stuifmeelbron voor insecten en hebben een sensibiliserende en educatieve functie. Omdat de eerste maaibeurt pas laat mag gebeuren omwille van de aanwezigheid van de bolgewassen zullen er altijd kruidachtigen in het gazon aanwezig zijn. **Perkplanten:** Groenelementen waar bloemen hoofdzakelijk centraal staan. Bodembedekkende vaste planten, wisselperken, bloemenmassieven met vaste planten, eetbare kruiden



Figuur 7: Voorbeeld bol- en knolgewassen in kruidenrijk gazon



Figuur 8: Voorbeeld perkplanten: wisselperk met bloemen

3. **Bloemenweides en kruidachtigen:** Bloemenakkers met 1- en 2-jarigen, bloemenweides, hooiland. Bloemenakkers zijn beplantingen die voornamelijk bestaan uit eenjarige kruidachtige soorten zoals klaproos, bolderik en korenbloem. Ze worden ingezaaid op kale, verstoorde bodems en geven al in het jaar van inzaai een uitbundig bloeiende beplanting. In sommige gevallen is ook spontane ontwikkeling mogelijk. Het zijn gemakkelijk realiseerbare beplantingen die weinig eisen stellen aan de standplaats. Bloemenweiden bestaan voornamelijk uit grassen en inheemse overblijvende bloeiende planten, waarbij de verhouding bloeiende planten/grassen dikwijls hoger ligt dan in de natuurlijke graslanden. Het zijn hooilanden waarbij de nadruk ligt op de sierwaarde. Bloemenweiden zijn het bloemrijkst in mei/juni en ze zijn het aantrekkelijkst in volle zon, op matig voedselarme kalkrijke bodems of op voedselrijke, maar (zeer) vochtige bodems. Ze worden één tot twee maal per jaar gemaaid (maaisel afvoeren). Hooilanden bestaan voornamelijk uit grassen en inheemse overblijvende bloeiende planten en zijn vaak het gevolg van oude landbouwmethodes. Ze worden één tot twee maal per jaar gemaaid (maaisel afvoeren) en vormen het natuurlijke evenbeeld van bloemenweides. Ook graslandbermen die op eenzelfde manier beheerd worden vallen onder soortenrijk bloemen- en/of grasland..
Ruigte/kruidachtigen: Ruigte en bloemenrijke ruigte. Ruigte omvat terrein of zoomvegetatie gedomineerd door ruigtekruiden zoals kleeftkruid en brandnetel of riet. Alhoewel ze vaak als niet-gewenst worden beschouwd, hebben ze toch een hoge natuurwaarde. Bloemenrijke ruigte omvat beplantingen met ruigtekruiden. Deze zijn meestal bloemrijke, robuuste en weelderige beplantingen op eerder voedselrijke, relatief vochtige bodems in volle zon of in de halfschaduw. Hun hoofdbloeiperiode ligt in de nazomer. Ze kunnen een belangrijke bijdrage leveren aan de esthetische kwaliteit van het landschap en de dagelijkse leefomgeving.



Figuur 9: Voorbeeld bloemenakker



Figuur 10: Voorbeeld natte bloemenrijke ruigte

4. **Heide:** Heidevegetaties worden gekenmerkt door altijdgroene dwergstruiken zonder of met weinig hoger opschietende struiken en bomen. De habitat is strikt gebonden aan voedselarme, zure (zand)gronden. Wanneer ze op de juiste standplaats staan, zijn ze zeer arbeidsextensief.



Figuur 11: Voorbeeld heide

5. **Privétuinen:** tuinen van particulieren aangrenzend aan de woning die niet publiek toegankelijk zijn. We gaan hieruit van een een vaste mix van gazon, borders, struiken en moestuin. Hoge vegetatie wordt op de kaart aangegeven als stadsbomen.
6. **Agrarische groenvormen:** Akkers, weides en volkstuinten. Deze laatste zijn tuinen die aan particulieren worden toegewezen maar niet aan de woning liggen. Volkstuinen liggen zelden solitair, maar meestal met enkele tientallen tot honderden verzameld in een volkstuincomplex of volkstuinpark.



Figuur 12: Voorbeeld akker

2.4.5. GEVELS EN MUREN

1. **Niet-grondgebonden gevelgroen:** Niet-grondgebonden gevelgroen bestaat uit een dragende structuur waarin planten verankerd zitten die via permanente water- en mineralenbevoorrading in stand worden gehouden.



Figuur 13: Voorbeeld niet-grondgebonden gevelgroen

2. **Grondgebonden gevelgroen:** Klimplanten die op eigen kracht of met klimhulp tegen muren en gevels naar boven groeien en met hun wortels in de grond verankerd staan. Voorbeelden zijn klimop, wilde wingerd en clematis.



Figuur 14: Voorbeeld van begroeide omheining

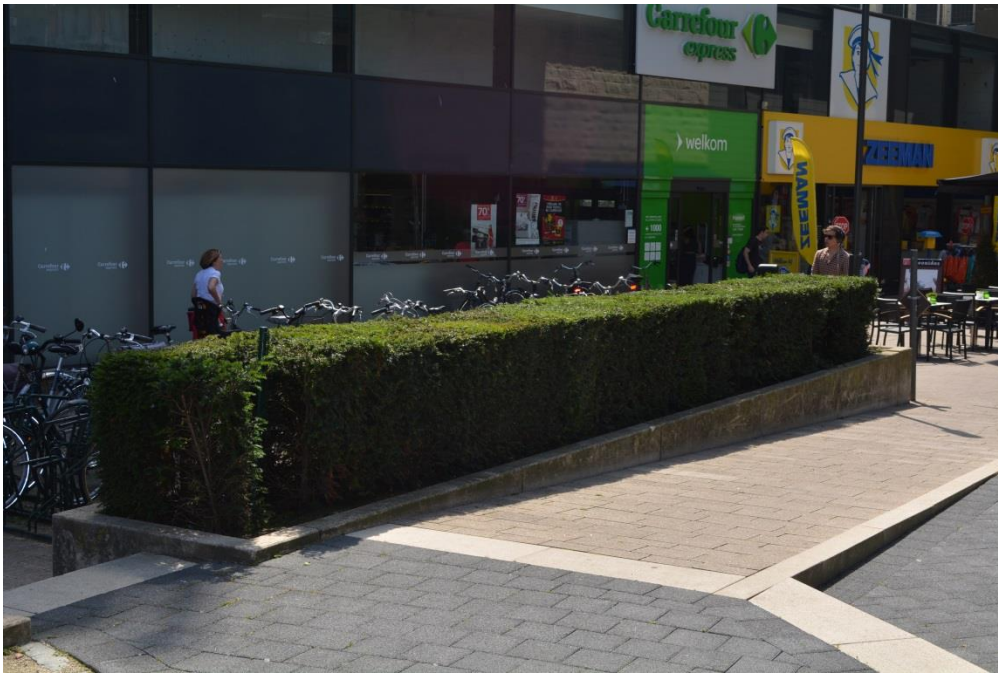
3. **Begroeide omheining:** Omheining (draadomheining, betonnen stichelplaten, houten schutting,...) begroeid met klimplanten.
4. **Begroeid scherm:** Een lijnvormige gesloten kunstmatige structuur waarop grondgebonden en/of niet grondgebonden planten groeien.
5. **Muurvegetatie:** Muurvegetatie bestaat uit planten die op de kop en flank of aan de voet van, vooral oude, muren met kalkrijke mortel voorkomen. Veel muurplanten die uitsluitend op muren voorkomen zijn sterk bedreigd.



Figuur 15: Voorbeeld muurvegetatie

2.4.6. STRUIKEN, HAGEN EN HOUTKANTEN

1. **Groenblijvende haag:** Struikenrij, heesterrij bestaande uit groenblijvende soorten zoals taxus, levensboom, liguster..., die minstens 1 x per jaar wordt geschoren.



Figuur 16: Voorbeeld van een groenblijvende haag

2. **Bladverliezende haag:** Struikenrij, heesterrij bestaande uit bladverliezende soorten zoals beuk en haagbeuk...



Figuur 17: Voorbeeld van een bladverliezende haag

3. **Heesters en Struiken:** Niet-lijnvormige eenheid waarvan het uitzicht bepaald wordt door geschoren, vaak lage heesters of struiken.



Figuur 18: Voorbeeld heesters en struiken

4. **Houtkant:** Bosschage, houtkant en houtwal. Een bosschage is een spontaan gevestigde en/of aangeplante niet-lijnvormige eenheid van struiken, heesters en eventueel kleine bomen die vrij mogen uitgroeien en natuurlijk ogen. Ze worden niet hoger dan 5 meter en zijn het vlakvormige equivalent van houtkanten. Bosschages bestaan vaak uit meerdere soorten en vormen aantrekkelijke plaatsen voor heel wat dieren waaronder vogels. Een houtkant is een spontaan gevestigde en/of aangeplante lijnvormige eenheid van struiken, heesters en eventueel kleine bomen die vrij mogen uitgroeien en natuurlijk ogen. Soms worden houtkanten ook beheerd volgens de hakhoutmethode. Een houtwal is een houtkant op een door de mens aangelegde verhoging.



Figuur 19: Voorbeeld houtkant

2.4.7. Bos

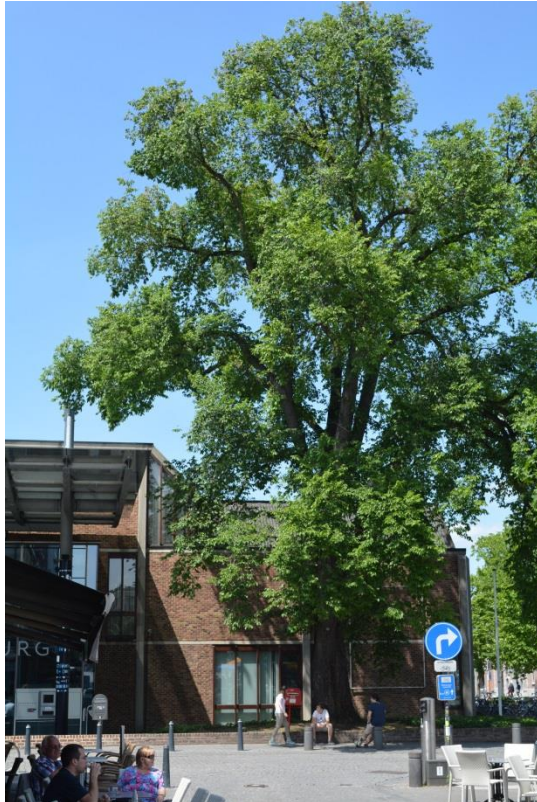
1. **Loofbos (met kruidachtige/houtachtige ondergroei):** Bos met minstens 80% loofboomsoorten die deel uitmaken van de boomlaag in een bos al dan niet met een kruidachtige of houtachtige ondergroei. Kruidachtig: Stinzenbeplanting (vaak voorjaarsbloeiërs), boskruidachtigen, schaduwborder (vaste planten met sierwaarde) . Houtachtige ondergroei: Bosstruiken en/of –heesters. Houtachtige planten die deel uitmaken van de struiklaag in een bos
2. **Naaldbos (met kruidachtige/houtachtige ondergroei):** Bos met minstens 80% naaldboomsoorten die deel uitmaken van de boomlaag in een bos al dan niet met een kruidachtige of houtachtige ondergroei. Kruidachtig: Stinzenbeplanting (vaak voorjaarsbloeiërs), boskruidachtigen, schaduwborder (vaste planten met sierwaarde) . Houtachtige ondergroei: Bosstruiken en/of –heesters. Houtachtige planten die deel uitmaken van de struiklaag in een bos
5. **Gemengd bos (met kruidachtige/houtachtige ondergroei):** Bos waarin zowel het aandeel naald- als loofbomen tussen 20% en 80% ligt met kruidachtige of houtachtige ondergroei.
6. **Mantel- en zoomvegetatie:** De zoom en de mantel vormen samen een complete bosrand. De mantel is dat gedeelte van de bosrand dat hoofdzakelijk uit heesters en struiken bestaat. Zomen zijn een speciaal geval van ruigten. Het zijn lijnvormige groenelementen die een geleidelijke overgang vormen van grasland naar struikgewas of bos.



Figuur 20: Voorbeeld mantel- en zoomvegetatie (de zoom ontbreekt)

2.4.8. STADSBOMEN

Stadsbomen kunnen alleenstaand zijn, maar ook voorkomen in rijen (lijnvormige eenheid) of in groep (vlakvormige eenheid). In de tool is een onderscheid gemaakt tussen loof- en naaldbomen en gemengd. Een indeling naar grootte, zoals in gebruik bij de Antwerpse groendienst, kan gemaakt worden. Een boom van 1^{ste} orde is een boom van meer dan 12m, 2^{de} orde tussen 6 en 12m en 3^{de} zijn bomen kleiner dan 6m. In sommige diensten hebben we de kruinoppervlakte nodig. Er wordt gewerkt met gemiddelden van 10m², 25m² en 50m² voor respectievelijk 3^{de} orde, 2^{de} orde en 1^{ste} orde. In de webtool wordt met gemiddelde cijfers gewerkt voor deze 3 grootte-orde en of er al dan niet ondergroei is. Als je een rij of groep tekent zal het volledige veld gevuld zijn met kruin. Hier zal in de toekomst mogelijk zijn om aantal bomen per m² in te geven zodat verfijnder kan gerekend worden.



Figuur 21: Voorbeeld alleenstaande loofboom 1^{ste} orde zonder ondergroei



Figuur 22: Voorbeeld strakke loofbomenrij met ondergroei in een stad

2.4.9. BEBOUWDE OPPERVLAKTE

Dit is al de resterende oppervlakte waar straten liggen en gebouwen staan.

2.5. WELKE ECOSYSTEEDIENSTEN KOMEN AAN BOD?

Om te beslissen welke ecosysteemdiensten wel of niet aan bod moesten komen binnen deze tool, was het vertrekpunt de laatst beschikbare internationale oplistings van ecosysteemdiensten CICES versie 4.3. (CICES 2013). CICES is een voorstel voor een internationale classificatie van ecosysteemdiensten, 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 wijzigen de komende jaren en is ook verder verfijnd voor de Belgische context. Daarnaast werden andere bronnen zoals Aertsens et al., 2012; Kampelmann 2014 en Gomez-Bagetthun and David N. Barton, 2013 geraadpleegd die specifiek focussen op ecosysteemdiensten geleverd door stedelijk groen. Vertrekkende van deze vergelijking is een selectie gemaakt van de belangrijkste ecosysteemdiensten die verder worden uitgewerkt in deze handleiding.

Concreet komen volgende diensten aan bod:

- Voedselproductie
- Luchtkwaliteit
- Geluid
- Waterinfiltratie en buffering
- Klimaatregulatie globaal (C-opname)
- Klimaatregulatie lokaal (micro-klimaat)
- Recreatie en gezondheid
- Woonomgeving – zicht op groen

Tabel 1: CICES-Be indeling ecosysteemdiensten en vergelijking met andere literatuuroverzichten ecosysteemdiensten geleverd door stedelijk groen

Class	Subclass for Belgium	Aertsens et al.2012	Kempelman	Gomez-Bagghertun tabel 11. 1
Provisioning services				
Terrestrial plants, fungi and animals for food	Commercial crops			
	Kitchen garden crops	X	X	X
	Land-based commercial livestock			
	Hobby animals for food			
	Edible wild animals, plants and fungi			
Fibres and other materials from plants, algae and animals for direct use or processing	Ornamental plants & animals			
	Plant fibres and materials	X		
	Animal fibres and materials			
Materials from plants, algae and animals for agricultural and aquaculture use	Organic matter for fertilization and/or soil improvement	X		
Plant-based energy resources	Energy crops and plant residues	X		
	Energy trees and woody residues	X		
Regulating services				
Bioremediation of polluted soils (phyto-accumulation/degradation/stabilization)				X
Water purification and oxygenation			X	
Nutrient regulation				X
Capturing (fine) dust, chemicals and smells		X	X	X
Mitigation of noise & visual impacts		X	X	X
Flood protection	Natural flood protection & sediment regulation	X	X	X
	Coastal protection to waves, currents energy & sea level rise			
Pollination				X
Seed dispersal				X
Global climate regulation by reduction of greenhouse gas concentrations		X	X	X
Micro and regional climate regulation	Regional climate regulation (e.g. maintenance of regional precipitation patterns & temperature)			
	Rural micro-climatic regulation			
	Urban micro-climatic regulation	X	X	X
Cultural services				
Area for non-excludable outdoor activities	Green environment suitable for daily outdoor activities	X		X
	Landscape for outdoor recreation	X		
Area for excludable outdoor activities	Area for land-consuming recreation	X		
	Area for land-consuming productive activities	X		X
Natural surroundings around buildings for living, working and studying		X	X	X
Natural surroundings around institutions for recovery and therapy		X		

2.6. BRONNEN HOOFDSTUK 2

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 gemeente. Studie uitgevoerd in opdracht van: ANB – Afdeling Natuur en Bos.

ANB 2014

CICES , 2013. International Classification of Ecosystem Services, www.CICES.eu, version 4.3; by the European Environment Agency (EEA).

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.

Gomez-Baggethun, Erik and Barton, David N. 2013. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. Ecological Economics 86 (2013) 235-245

Kampelmann Stephan, 2014. "Urban ecosystem services: literature review and operationalization for the case of Brussels," DULBEA Working Papers 14-01, ULB -- Université Libre de Bruxelles.

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.

Kosoy Nikolas, Esteve Corbera, 2010. Payments for ecosystem services as commodity fetishism. Ecological Economics 69 (6) 1228–1236

HOOFDSTUK 3. STAPPENPLAN VOOR GEBRUIK HANDLEIDING EN TOOL

Tabel 2: Stappenplan voor gebruik handleiding en tool

	Stap 1: identificatie project	handleiding 3.1.1
Voorbereiding	Stap 2: afbakening van het studiegebied en te nemen maatregelen	handleiding 3.1.2.
	Stap 3: checken benodigde gegevens en verzamelen extra info	handleiding 3.1.3.
	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 fysische 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 ecosysteemdienst
Rapportering	Stap 8: maak de waardering beschikbaar voor het verdere beslissingsproces.	handleiding 3.3.

3.1. VOORBEREIDING

3.1.1. STAP1 : IDENTIFICATIE PROJECT

Breng in deze stap de effecten van het project/plan op groene ruimte/groenvormen in kaart.

Stel de volgende vragen:

- Heeft mijn project een direct effect op de groen ruimte in de ruime omgeving? Effecten kunnen zijn: het verdwijnen van groenvormen, wijzigingen in areaal, het herstel van groen 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 de omgeving?
- 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 een van deze vragen ja, ga dan verder met de volgende stappen.

3.1.2. STAP 2 : AFBAKENING VAN HET STUDIEGEBIED EN TE NEMEN MAATREGELEN

Een studiegebied is een aaneensluitend gebied waarin veranderingen in landgebruik optreden of waar wijzigingen aan het ecosysteem plaatsvinden.

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 landelijk gebied is, ga dan naar de handleiding Natuurwaardeverkenner. Anders volg de verdere stappen in deze handleiding.

Definieer de grenzen van het studiegebied. Breng van dit studiegebied in kaart welke groenvormen reeds aanwezig zijn in het gebied. Gebruik hiervoor hoofdstuk 2.3. Schat het aantal m² per groenvorm in.

Breng in kaart hoeveel van welke groenvorm volgens de indeling in de handleiding (hoofdstuk 2.3) zal aanwezig zijn in de toekomstige situatie. Welke groenvormen verdwijnen, welke komen er bij?

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

Indien het toekomstig landgebruik niet wijzigt, kiest u voor “andere maatregel”, ook indien u verticaal groen wil aanleggen.

.

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

Onder de titel “Benodigde informatie” in deze handleiding vindt u telkens per ecosysteemdienst terug welke informatie u moet verzamelen. 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 **Error! Reference source not found.**):

Het is aan te raden om deze gegevens even te toetsen aangezien het beschikbare kaartmateriaal niet altijd de laatste situatie kan weergeven. Bovendien is de gebruikte landgebruikskaart niet verfijnd genoeg om alle groenvormen weer te geven. 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. 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

Het beste is om een bundel van ecosysteemdiensten te waarderen aangezien het weglaten van ecosysteemdiensten kan leiden tot sterke verstoringen in het landschap bijv. enkel focussen op klimaatverandering zou er misschien toe leiden om alles vol te planten met bomen terwijl dat negatieve effecten kan hebben op luchtkwaliteit in smalle straten of de beleving van een park sterk kan doen veranderen.

Als er ecosysteemdiensten waarvan u bij voorbaat weet dat ze onbelangrijk zijn of niet beïnvloed worden door de ingrepen die u plant, kunnen deze niet geselecteerd worden in de tool.

3.2. WAARDERING: STAP 5 T.E.M. 7: KWALITATIEF, KWANTITATIEF EN MONETAIR WAARDEREN

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.

U kan de handleiding gebruiken om deze berekeningen te doen, maar makkelijker is om in te loggen op www.natuurwaardeverkenner.be en een scenario voor stedelijke context aan te maken. Indien het gebied in Vlaanderen ligt en je hebt alle gegevens gecontroleerd en ingevuld dan zullen bij het klikken op ‘volgende stap’ de berekeningen starten.

Ligt uw gebied buiten Vlaanderen dan zal u zelf de verzamelde gegevens in de webtool moeten invullen.

Meer informatie over de gebruikte functies en kengetallen vindt u terug onder de paragraaf “te gebruiken cijfers” van elke individuele dienst. De redenering en literatuur achter deze functies/cijfers zijn kort uitgelegd in de eerste paragrafen van elke ecosysteemdienst.

3.3. 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. Je 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.

HOOFDSTUK 4. GEBRUIKTE 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. Je kan dan kiezen welke kaart je 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. RECREATIE

4.2.1. 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)

→ 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)

→ 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 verstoring uit het zicht wordt onttrokken

Tabel 6: Score voor 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).

→ 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 geluidskaart 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 geluidskaarten voor Vlaanderen.

Indien er geluidsoverlast is volgens de geluidskaarten dan krijgt de cel op deze kaart een score -0,25. Deze score is gebaseerd op een Vlaamse enquête rond keuze gebied voor recreatie (De Valck et al. 2017).

→ 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 dichterbij 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

4.3. ANDERE BENODIGDE GEGEVENS

4.3.1. 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](#).

4.3.2. 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. . In een typische canyon zijn de gebouwen aaneensluitend en is de hoogte van de gebouwen minstens even groot als de afstand tot de gebouwen aan de andere zijde van de canyon. Doordat verkeersemisies 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

4.3.3. INWONERSKAART

Deze kaart toont het aantal inwoners in een cel van 100m². 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.

HOOFDSTUK 5. PRODUCERENDE DIENSTEN

Producterende diensten omvatten de levering van voedsel, materiaal of energie. We focussen in deze handleiding op voedselproductie.

5.1. VOEDSELPRODUCTIE

5.1.1. BESCHRIJVING

Voedselvoorziening houdt onder meer de productie van gewassen zoals granen, groenten en fruit, en landbouwproducten voor dierlijke consumptie in. Stadslandbouw vindt voornamelijk plaats in randstedelijke gebieden in (volks)tuinen maar tegenwoordig ook meer en meer op daken en terrassen en in community supported agriculture systemen. Over het algemeen is het voedselproductieaandeel in steden en gemeenten klein ten opzichte van de totale voedselproductie. Toch vormt stadslandbouw voor velen een niet te onderschatten bron van voedsel en een hieraan gekoppeld supplementair inkomen (Gomez-Bagetthun en Barton, 2013).

Uit een bevraging van KU leuven bij 1138 Vlaamse huishoudens is gebleken dat in 41,6% van de tuinen van deze huishoudens een moestuin voorkomt. Fruitbomen komen voor in 56% van de tuinen. Kippen komen voor in 23% van de tuinen. In de tuinen waar kippen voorkomen, is het gemiddeld aantal kippen vijf stuks (Dewaelheyns & Gulinck, 2008).

Tabel 8: Relatief aandeel van moestuinen in tuinen bij 1138 Vlaamse huishoudens

	% van de tuinen					
	75-100 %	51-75 %	50 %	25-49 %	<25 %	Niet aanwezig
Moestuin	0,3	0,4	1,1	6,7	33,1	58,3

Bron: Dewaelheyns & Gulinck, 2008

Om een idee te krijgen over de potentiële besparing die huishoudens kunnen realiseren door eigen voedselproductie kunnen we ons baseren op de huishoudbudgetenquête 2012. Deze enquête geeft een indicatie van de voedseluitgaven van het gemiddelde Vlaamse huishouden. Tabel 9 geeft een overzicht van voedselgroepen die mogelijk kunnen geproduceerd worden in de (moes)tuin en/of in het neerhof.

Tabel 9: Gemiddelde uitgaven in Vlaanderen voor huishoudens en persoon van voedselgroepen die tevens kunnen geproduceerd worden in de (moes)tuin en/of in het neerhof

Voedselgroep	Gemiddelde uitgave per huishouden per jaar in euro	Gemiddelde uitgave per persoon per jaar in euro	Relatief aandeel t.o.v. totaal in procent
Fruit	322	135	7
Groenten	470	197	11
Melk, kaas, eieren	542	227	12
Vlees	1200	502	27
Voedingswaren totaal	4433	1855	100

Benodigde informatie voor berekening:

→ Aantal m² volkstuinten

→ Aantal m² private tuinen

5.1.2. KWALITATIEVE WAARDERING

Voor de kwalitatieve waardering gebruiken we een eenvoudig scoresysteem. We veronderstellen dat volkstuintjes voor 100% gebruikt worden voor voedselproductie, terwijl dat voor private tuinen een kleiner percentage is. Hiervoor wordt een gewogen gemiddelde genomen van tabel 2.

5.1.3. KWANTITATIEVE EN MONETAIRE WAARDERING

Voor stadslandbouw zijn de cijfers afkomstig van een enquête uit 2007 over de hoeveelheid geproduceerde producten in particuliere tuinen. 1138 Vlaamse huishoudens zijn onder meer bevraagd over hun jaarlijkse productie eieren, fruit, groenten, noten en aardappelen (Dewaelheyns et al., 2008). De kwantiteiten van groenten en aardappelen zijn omgezet naar kilogram per hectare moestuin omdat deze nagenoeg enkel in dit type landgebruik voorkomen. Fruit- en notenbomen staan echter meestal verspreid over het gehele tuinoppervlak en worden dus beter uitgedrukt in kilogram per hectare tuin. De resultaten hiervan kunnen omgezet worden naar monetaire waarden die gebaseerd zijn op de marktprijzen die consumenten betalen in de supermarkt. Deze marktprijzen zijn berekend door de eenheidsprijzen voorkomend in de studie van Dewaelheyns et al. (2014) te indexeren. Het indexgetal is berekend door de consumptieprijsindex van de betrokken voedselgroepen van januari 2007 te delen door die van januari 2014. In de studie waren geen eenheidsprijzen beschikbaar voor eieren en voor noten. Daarom is het gemiddelde genomen van respectievelijk de prijs per stuk van elf aanbiedingen van scharreleieren en de prijs per kilogram van vier aanbiedingen van walnoten (www.supermarktaanbiedingen.com).

Tabel 10: Raming potentiële besparing van een moestuin per hectare tuin

Voedsel groep	Voedseltype	Indexcijfer 2014/2007	Eenheidsprijs 2007 (€/kg)	Eenheidsprijs 2014 (€/kg)	Gemiddelde per groep (€/kg)	Gemiddelde opbrengst/ha	Gemiddelde besparing/ha
Aardappelen	Aardappelen	1,07	1,03	1,11	1,11	2566 kg/ha moestuin	2836 €/ha moestuin
Groenten	Uien	0,93	0,94	0,87	2,21	1310 kg/ha moestuin	2895 €/ha moestuin
	Bonen		4,48	4,18			
	Paprika		3,49	3,25			
	tomaten		2,17	2,03			
	wortelen		0,77	0,72			
Totale voedselopbrengst moestuin							5731 €/ha moestuin
Fruit	appelen	1,11	1,95	1,82	1,63	215 kg/ ha tuin	351 €/ha tuin
	peren		1,55	1,45			
Eieren	eieren				0,20	1500 stuks/ha tuin	300 €/ha tuin
Noten	Noten				7,73	83 kg/ha tuin	641 €/ha tuin
Totale voedselopbrengst tuin (exclusief moestuin)							1292€/ha tuin

Bron: gebaseerd op Dewaelheyns et al., 2012

5.1.4. BRONNEN

Dewaelheyns, V. & Gulinck, H. (2008). *Inputs en outputs in privétuinen*. Studie in opdracht van VMM, MIRA, Leuven.

Dewaelheyns, V., Lerouge, F., Rogge, E. & Vranken, L. (2014). *Garden space: mapping trade-offs and the adaptive capacity of home food production*. Division of bioeconomics. University of Leuven. Bioeconomics Working Paper 2014/7. <http://ees.kuleuven.be/bioecon/working-paper-series/>

5.1.5. UITGANGSPUNTEN

- We veronderstellen dat volkstuintjes voor 100% gebruikt worden als moestuin, terwijl we voor private tuinen een gewogen gemiddelde oppervlakte (10%) rekenen als moestuin (zie Tabel 8). Dit kan een onderschatting geven omdat de 41,7% tuinen waarin een moestuin voorkomt misschien juist de grotere tuinen zijn qua oppervlakte. Voor andere opbrengsten (noten, fruit en eieren) gebruiken we in de private tuinen ook de gevonden % uit Dewaelheyns & Gulinck, 2008.
- We nemen aan dat in een volkstuin voornamelijk aardappelen en groenten worden verbouwd (100% moestuin). We houden dus geen rekening met het eventueel houden van kippen of beplanting met fruit- of notenbomen in een volkstuin.
- Er is momenteel geen rekening gehouden met andere vormen van stadslandbouw.

5.1.6. TE GEBRUIKEN CIJFERS

Tabel 11: Voorkomen van voedselgroep

voorkomen van	volkstuin	private tuin
moestuin	100%	10%
fruitbomen		56%
noten		31%
kippen		23%

Tabel 12: Kwalitatieve waardering voedselproductie in tuinen

Perceelselement	Score
Volkstuin	10
Private tuin	3
Andere	1

Tabel 13: kwantitatieve en monetaire waardering voedselproductie in tuinen

voedselgroep	kg /ha moestuin	kg per ha tuin	Stuks/ha tuin	€/ha moestuin	€/ha tuin
Moestuin (aardappelen en groenten)	3876			5731	
Fruit		215			351
Eieren			1500		300
noten		83			641

Vermenigvuldig het % met respectievelijk aantal ha volkstuin of privétuin in uw project. De bekomen ha vermenigvuldigt u respectievelijk met het aantal kg/stuks of €.

5.1.7. VERTALING NAAR INDICATOR

De berekende waarden worden enerzijds als such gebruikt als inkomensverlies/winst eigenaar, anderzijds worden de Euro's omgezet naar voedselvoorziening voor inwoners. Deze laatste wordt berekend door de oppervlakte moestuin en teelt 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.

5.1.8. EEN VOORBEELD

Een ontwikkelingsproject voor een woonzone omsluit op een braakliggend terrein van 5 ha 30 woningen met privetuin aanleggen (verschillende perceelsgrootten), 36 appartementen, bewoners- en bezoekersparkeerplaatsen, een publiek park met daarin een stuk voorzien voor volkstuinten.

Stel dat de oppervlakte voorzien voor de volkstuinten 0,5 ha groot is en de totale oppervlakte van de privetuinten 1,2 ha.

Kwalitatieve score

Huidige score: geen voedselproductie (zie Tabel 12)

Toekomstige score: $(0,5 \text{ ha volkstuin} * \text{score } 10 + 1,2 \text{ ha privétuin} * \text{score } 3) / \text{totale oppervlakte van het project} = (5+3.6)/5 = 1,72$

Kwantitatieve waardering (zie Tabel 11 en Tabel 13)

Huidig scenario: 0

Toekomstig scenario:

- $0,5 \text{ ha} * 100\% * 3876 \text{ kg/ha moestuin} + 1,2 \text{ ha privétuin} * 10\% \text{ van oppervlakte moestuin} * 3876 \text{ kg/ha.jaar} + 1,2 \text{ ha} * 56\% \text{ voorkomen} * 215 \text{ kg fruit/ha .jaartuin} + 1,2 \text{ ha} * 31\% \text{ voorkomen} * 83 \text{ kg/ha.jaar tuin} = 2579 \text{ kg groenten en fruit/jaar}$
- $1,2 \text{ ha} * 23\% \text{ voorkomen} * 1500 \text{ stuks eieren/ha} = 414 \text{ eieren/jaar}$

Monetaire waardering (zie Tabel 11 en Tabel 13)

Huidige scenario 0

Toekomstig scenario:

$0,5 \text{ ha} * 100\% * 5731 \text{ €/ha.jaar} + 1,2 \text{ ha} * 10\% * 5731 \text{ €/ha.jaar} + 1,2 \text{ ha} * 56\% * 351 \text{ €/ha.jaar} + 1,2 \text{ ha} * 31\% * 641 \text{ €/ha.jaar} + 1,2 \text{ ha} * 23\% * 300 \text{ €/ha.jaar} = 4110 \text{ €/jaar}$

HOOFDSTUK 6. REGULERENDE DIENSTEN

Regulerende diensten leveren voor de mensen voordelen die voortkomen uit de regulering van natuurlijke processen. We focussen hier op luchtkwaliteit, geluid, waterinfiltratie en buffering en klimaatregulatie globaal (C-sequestratie) en lokaal (micro-klimaat).

6.1. VERBETEREN VAN DE LUCHTKWALITEIT

6.1.1. BESCHRIJVING

De invloed die vegetatie heeft op de luchtkwaliteit wordt bepaald door twee verschillende processen. Enerzijds is er het filterende proces waarbij luchtverontreinigende stoffen uit de atmosfeer worden afgevangen. Anderzijds is er de impact van vegetatie op de luchtstroming zelf waarbij de windsnelheid, windrichting en turbulentie van de atmosfeer lokaal worden gewijzigd en die op hun beurt een invloed kunnen hebben op de concentraties in de atmosfeer.

In het kader van het INTERREG project Functioneel Groen heeft VITO het effect van stadsgroen op de lokale luchtkwaliteit uitgebreid onderzocht (Vos, 2013). Met behulp van CFD (Computational Fluid Dynamics) modellen werd de verspreiding van fijn stof en uitlaatgassen gemodelleerd in de aan- en afwezigheid van verscheidene soorten stadsgroen (binnenstedelijke, industriële en snelweglocaties). Algemeen kan worden gesteld dat groenelementen een zekere bufferende werking hebben wanneer ze langs belangrijke verkeers- of industriële bronnen aangeplant worden. Groenschermen zorgen voor een verdunning van de verontreinigde lucht en voor verlaagde concentraties achter het groenscherm. Ook andere groenelementen zoals gevelgroen of groendaken kunnen via hun filtering een positieve bijdrage leveren aan de stedelijke luchtkwaliteit. Wanneer bomen in nauwe straten met veel verkeer worden aangeplant, zogenaamde street canyons, kunnen ze echter ook voor een negatief effect zorgen op de lokale luchtkwaliteit door de verminderde ventilatie van de canyon. Algemeen kan worden gesteld dat de relatie tussen vegetatie en luchtkwaliteit complex is door samengaan van depositie (filtering) en aerodynamische effecten (ventilatie) en de nodige aandacht en nuancering verdient. Beide effecten worden hieronder kort beschreven.

Filtering

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 (Pryor, 2007). De bladeren kunnen via de huidmondjes gasvormige pollutanten 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 (NH_3) wordt in de vorm van ammonium (NH_4^+) afgezet op de bladeren, spoelt daar bij regen af en wordt in de bodem omgezet tot salpeterzuur, waardoor de bodem verzuurt. De filterende werking van vegetatie zorgt voor een afname van de concentraties in de atmosfeer. De grootte van de afname hangt hierbij in zekere mate af van de hoeveelheid vegetatie of totaal bladoppervlak.

We beperken ons hier verder tot de afvang van fijn stof omdat deze pollutant verantwoordelijk is voor ongeveer 60 % van de totale ziektelast die veroorzaakt wordt door milieuverontreiniging (gemeten in

termen van verloren gezonde levensjaren) (Buekers, 2012) en omdat over de andere polluenten weinig informatie beschikbaar is.

De bijdrage van vegetatie aan het filteren van vervuilende 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 en gras. Daarom werd voor diverse soorten vegetatie een score opgesteld die het belang van de afvang van fijn stof in een ecosysteem weergeeft (Oosterbaan, 2006; Gromke, 2012; Litschke, 2008)

Ventilatie

Vegetatie, en dan vooral bomen, hebben een belangrijke lokale invloed op de luchtstroming rondom de kruin. De windsnelheid, de windrichting en de turbulentie worden in belangrijke mate beïnvloed (Gromke, 2012; Vos, 2013; Buccolieri, 2009). Deze lokale verandering van de atmosfeer kan een belangrijke impact hebben op de concentraties van verontreinigende stoffen in de atmosfeer, zeker wanneer de vegetatie zich in de onmiddellijke omgeving van een bron bevindt. Het meest bekende en uitgesproken effect treedt op in zogenaamde street canyons met druk verkeer waar bomen met een dicht bladerdak de ventilatie van de canyon belemmeren, voor een ophoping van de verkeersemmissies zorgen en zodoende voor een concentratieverhoging veroorzaken. Hierbij moet wel opgemerkt worden dat de invloed van deze gereduceerde ventilatie zich beperkt tot de canyon zelf.

De aerodynamische effecten van vegetatie hebben een positieve bijdrage wanneer dit zorgt voor een afscherming van emissies. Een groenbuffer langs bijvoorbeeld een drukke verkeersader schijnt de omgeving deels af van emissies van polluenten. De luchtstroming over de groenbuffer zorgt er voor dat de pollutent concentraties dalen door snellere menging met hogere (en zuivere) luchtlagen. Deze effecten zijn ondermeer bestudeerd in het Innovatie Programma Luchtkwaliteit (IPL, Erbrink, 2009) en recente CFD-studies uitgevoerd door VITO.

Benodigde informatie:

- Aantal m² per vegetatietype
- Achtergrondconcentratie PM10 in gebied
- Bijkomende concentratie PM10 in gebied door lokale bron (bij ventilatie-effecten)
- Indien van toepassing: aantal inwoners die in canyon wonen op 100m van bron of aantal inwoners binnen 100m van groen met bufferende werking

6.1.2. KWALITATIEVE WAARDERING

De bijdrage van vegetatie op het filteren van vervuilende 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.

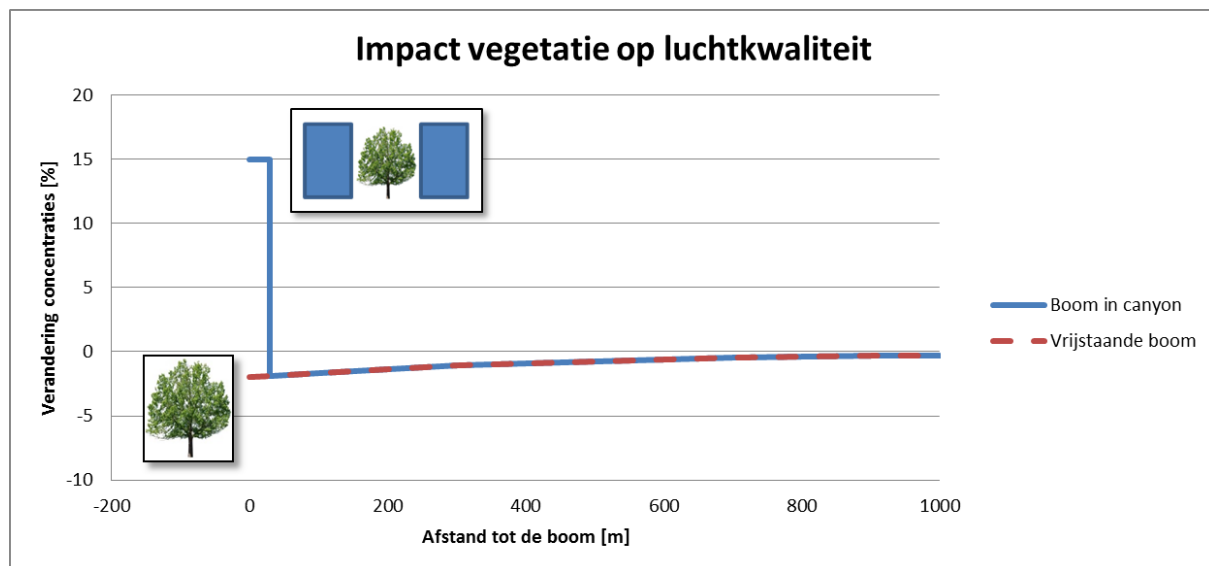
Op basis van het literatuuroverzicht en expert judgement is in

Tabel 14 een kwalitatieve score per groenvorm samengesteld. Deze score varieert van -1 (negatief effect in street canyons) tot +10 (bos). De score hangt af van de lokale omstandigheden. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen achtergrond, canyons en buffers. De gebruiker kiest zelf welke situatie het meest van toepassing is voor een studiegebied.

6.1.3. KWANTITATIEVE WAARDERING

Invloed op concentraties in de stad en street canyons

Zoals hierboven beschreven, moet op lokale schaal rekening worden gehouden met twee effecten: de filtering zorgt voor een beperkte afname van de concentraties op ruimere schaal terwijl de aanwezigheid van een canyon lokaal een verhoging van de concentraties kan veroorzaken. Beide effecten kunnen schematisch worden voorgesteld in onderstaande **Error! Reference source not found..**



Figuur 23: Invloed van vegetatie op luchtkwaliteit voor een vrijstaande boom en een boom in een street canyon.

Een vrijstaande boom (of groenelement) zorgt voor afvang van de verontreinigende stoffen waardoor de concentraties lokaal dalen. De impact op heel korte afstanden (in de boomkruin) wordt begroot op één tot enkele percenten (Litschke, 2008). 2% lijkt een redelijke waarde. Verderaf van de boom neemt de impact (exponentieel) af. Een aannemelijke exponentiële vervalafstand lijkt hierbij 500m ($\Delta C = e^{(-x/\lambda)}$ met $\lambda=500\text{m}$) (Baldauf, 2008; Lefebvre, 2013). We kunnen dus enerzijds besluiten dat het effect op concentraties beperkt zal zijn. Litschke, 2008, schat bijvoorbeeld het effect voor de meest groene wijken in Chicago in op een daling van de concentraties met 2% in vergelijking met het gemiddelde van de stad. Dit sluit niet uit dat een kleine daling een grote meerwaarde kan hebben in termen van vermeden kosten. Een tweede besluit is dat de huidige kennis niet toelaat om goed onderbouwd en op een eenvoudige wijze het effect van stedelijke groenelementen op concentraties zodanig nauwkeurig in te schatten dat deze kunnen gebruikt worden voor verdere berekeningen, zoals effecten op volksgezondheid.

Wanneer een boom in een canyon wordt geplaatst, treedt hetzelfde effect op, de boom vangt immers ook deeltjes en gassen af. Daarnaast moet men echter rekening houden met het hierboven beschreven canyon effect. Deze verhoging bedraagt typisch gemiddeld 15%, afhankelijk van de dimensies van de canyon en de windrichting, maar manifesteert zich enkel in de canyon (Buccolieri, 2009; Gromke, 2007, 2008, 2009, 2012; Vos, 2013).

Door het strategisch inplanten van vegetatie rond emissiebronnen kunnen omliggende gebieden afgeschermd worden. Uit case-studies blijkt dat groenbuffers de bijdrage van de lokale emissies aan pollutieconcentraties met maximaal 15 à 20% kunnen laten afnemen. Dit effect wordt hoofdzakelijk teweeg gebracht door de invloed van vegetatie op de luchtstroming en in mindere mate het filterend effect (Erbrink, 2009).

Effecten op ‘achtergrondconcentraties’ in kg afgevangen stof per jaar

De typische indicator om effecten op de afvang van fijn stof door vegetatie te kwantificeren is kg PM afvang per ha of per m² per jaar en per vegetatietype. De verschillen per vegetatietype hangen af van het bladoppervlak per m² groen, hun efficiëntie om fijn stof af te vangen en de mate waarin ze groenblijvend zijn. Dit resulteert in kengetallen voor naaldbomen, loofbomen, struiken en grassen.

De omvang hangt verder af van de luchtkwaliteit (hoeveelheid fijn stof in de omgevingslucht), omringende vegetatie (vrijstaande boom versus bomenrij) en omgeving. De literatuur m.b.t. kwantificering maakt wel kwalitatief opmerkingen m.b.t. street canyons, maar geeft geen kengetallen om hiervoor te corrigeren (Oosterbaan, 2006).

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; Liqueste 2015, Oosterbaan 2011). 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 (Liqueste 2015) gebruikt.

Deze cijfers kunnen worden toegepast voor stedelijk groen. De modelgegevens werden afhankelijk van de vegetatie geëxtrapoleerd naar de respectievelijke groenvormen.

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)

6.1.4. MONETAIRE WAARDERING

De waarde van afvang van fijn stof heeft betrekking op vermeden gezondheidskosten dankzij minder blootstelling aan fijn stof. Deze blootstelling leidt tot grote effecten op volksgezondheid, zowel m.b.t. meer ziektes (klachten rond luchtwegen en hart- en vaatziekten) en een kortere levensverwachting. Voor Vlaanderen zijn deze effecten uitgebreid beschreven en geschat voor Mira (Torfs, 2006; Beukers, 2012). Deze gezondheidseffecten leiden tot een verlies aan welvaart in de vorm van toegenomen ziektekosten (hospitalisatie, medicatie), verlies aan productiviteit op het werk en thuis, en lijden door ziekte en vervroegde sterfte. Deze kosten zijn geschat op basis van Europees en Vlaams onderzoek (De Nocker, 2010).

Op basis van deze informatie kunnen we kengetallen afleiden voor de waardering van de afvang van fijn stof door stadsgroen, met onderscheid voor het effect van filtering op de achtergrondconcentratie en voor het lokaal effect van filtering en ventilatie in de straat. Het eerste wordt uitgedrukt in €/kg PM₁₀ en het tweede drukken we uit in €/inwoner per % verandering van luchtkwaliteit.

Waardering effect op achtergrondconcentratie

Als we de afvang van fijn stof beschouwen als vermeden emissies kunnen we dit waarderen op basis van de kengetallen voor externe kosten van emissies (Nowak, 2006; Ruigrok, 2006; Tiwary, 2009; Hein, 2011; Buck Consultants, 2013). We hanteren hiervoor de kengetallen uit De Nocker et al., 2010 en maken correcties voor de omvang van de afgevangen deeltjes fijn stof, consistent met de werkwijze voor de natuurwaardeverkenner (Liekens et al., 2013). Deeltjes kleiner dan $2,5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5}$) hebben immers een groter effect op de volksgezondheid dan grove deeltjes ($\text{PM coarse} = \text{PM}_{2,5-10}$). Nieuw is dat we verder corrigeren voor hogere bevolkingsdichtheden in steden, en dat we de kengetallen updaten voor de demografische groei tussen 2010 en 2015.

Deeltjes kleiner dan $2,5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5}$) hebben een groter effect op de volksgezondheid dan grove deeltjes tussen $2,5$ en $10 \mu\text{m}$ ($\text{PM coarse} = \text{PM}_{2,5-10}$). Deze kleinere deeltjes zijn meer schadelijk, hebben een hoger aandeel in de omgevingslucht, maar worden minder afgevangen door vegetatie. In lijn met recente studies over lokale effecten van vegetatie op luchtkwaliteit hanteren we hiertoe de volgende aannames (Vos P., 2012):

- aandeel $\text{PM}_{2,5}$ in omgevingslucht = 60%
- efficiëntie afvang $\text{PM}_{2,5}$ in vergelijking met $\text{PM}_{2,5-10}$ = 20%
- resultaat: aandeel $\text{PM}_{2,5}$ in afvang $= (0,6 * 0,2) / (0,6 * 0,2 + 0,4 * 1) = 23\%$; aandeel $\text{PM}_{2,5-10}$ 77%

De Nocker et al., 2010 rapporteren externe kosten van 150 €/kg $\text{PM}_{2,5}$ en 25 €/kg $\text{PM}_{2,5-10}$ voor gemiddelde bevolkingsdichtheden in Vlaanderen in 2010. We corrigeren deze cijfers voor de demografische evolutie tussen 2010-2015 en rekening houdend met hogere bevolkingsdichtheden in steden.

Demografische groei en vergrijzing leiden tot kengetallen voor 2015 van 156 €/kg $\text{PM}_{2,5}$ en 28 €/kg $\text{PM}_{2,5-10}$ voor gemiddelde bevolkingsdichtheden in Vlaanderen. Dit resulteert in een externe baat voor de afvang van fijn stof door vegetatie van 57 €/kg PM_{10} ($(23 \% \times 156) + (77 \% \times 28)$), waarbij de percentages de aandelen $\text{PM}_{2,5}$ en $\text{PM}_{2,5-10}$ van PM_{10} weergeven. Zo wordt er dus overgestapt naar totale PM_{10} .

Gezien de bevolkingsdichtheid in stedelijke omgeving gemiddeld veel hoger is, is te verwachten dat deze externe kost in stedelijke omgeving ook hoger zal liggen. Op basis van de berekeningen gemaakt in De Nocker et al., 2010 schatten we het aandeel van de lokale effecten op ongeveer 25%. De rest van de effecten zijn bovenlokaal, waarvan 50% in Vlaanderen en 25% in het buitenland. Deze cijfers illustreren dat de emissies zich verspreiden in de menglaag en tot heel kleine effecten op concentraties buiten de stad en het buitenland leiden. Deze kleine effecten op concentraties treffen echter heel veel mensen, wat het relatief grote aandeel in totale effecten verklaard. In de centrumsteden is de bevolkingsdichtheid twee keer hoger dan het Vlaams gemiddelde. De externe kosten voor uitstoot en afvang in stedelijke omgeving nemen dus toe met 25% (verdubbeling van de lokale impact) tot 196 €/kg $\text{PM}_{2,5}$ en 35€/kg $\text{PM}_{2,5-10}$.

De waarde van een ton afgevangen fijn stof in stedelijke context is dan 72€/kg PM_{10} . $((0,23 * 196) + (0,77 * 35) = 72)$.

Waardering lokale effecten op gezondheid voor inwoners binnen de buffers

De lokale effecten van een verandering van de luchtkwaliteit voor de inwoners in de straat berekenen we op basis van dezelfde informatie rond effecten op volksgezondheid en hiermee verbonden kosten, op basis van Torfs, 2006 en De Nocker et al., 2010. De verandering van de fijn stof

concentraties met $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ fijn stof resulteert in een verlaging van de gezondheidskosten voor elke inwoner met 25 €/inwoner jaar als de verlaging betrekking heeft op PM_{10} indicator en 36 €/inwoner jaar indien de verlaging is uitgedrukt in $\text{PM}_{2,5}$ concentraties.

Dit gaat om een effect op de risico's voor verschillende types van ziektes en levensverwachting voor een gemiddelde inwoner uit Vlaanderen. We moeten deze cijfers interpreteren als veranderingen in risico's, maar we kunnen niet aangeven of specifieke gezinnen al dan niet gezondheidseffecten zullen hebben. Deze berekeningen maken onderscheid naar bijvoorbeeld leeftijd van de inwoners, maar voor de toepassing gaan we uit van gemiddelde inwoners, zonder onderscheid te maken tussen kinderen en volwassenen.

6.1.5. BRONNEN

Ahmad, K., Khare, M., Chaudhry, K.K. (2005) Wind tunnel simulation studies on dispersion at urban street canyons and intersections—a review. *J. Wind Eng. Ind. Aerodyn.* 93, 697–717.

Amorim, J.H., Rodrigues, V., Tavares, R., Valente, J., Borrego, C. (2013) CFD modelling of the aerodynamic effect of trees on urban air pollution dispersion. *Sci. Total Environ.* 461-462, 541–51.

Arcadis (2008), MKBA groene daken Rotterdam.

Baldauf, R., Thoma, E., Khlystov, a., Isakov, V., Bowker, G., Long, T., Snow, R. (2008) Impacts of noise barriers on near-road air quality. *Atmos. Environ.* 42, 7502–7507.

Bateman, Ian J., David Abson, Nicola Beaumont, Amii Darnell, Carlo Fezzi, Nick Hanley, Andreas Kontoleon, David Maddison, Paul Morling, Joe Morris, Susana Mourato, Unai Pascual, Grischa Perino, Antara Sen, Dugald Tinch, Kerry Turner and Gregory Valatin (2011), *Economic Values from Ecosystems*; In : *The UK National Ecosystem Assessment Technical Report*. UK National Ecosystem Assessment, UNEP-WCMC, Cambridge

Buccolieri, R., Gromke, C., Di Sabatino, S., Ruck, B. (2009) Aerodynamic effects of trees on pollutant concentration in street canyons. *Sci. Total Environ.* 407, 5247–56.

Buccolieri, R., Salim, S.M., Leo, L.S., Di Sabatino, S., Chan, A., Ielpo, P., de Gennaro, G., Gromke, C. (2011) Analysis of local scale tree–atmosphere interaction on pollutant concentration in idealized street canyons and application to a real urban junction. *Atmos. Environ.* 45, 1702–1713.

Buck Consultants Int.(2013), Kengetallen TEEB-stad tool, Nijmegen, 2013.

Buekers, J., Torfs, R., Deutsch, F., Lefebvre, W., Bossuyt, M. (2012) Inschatting ziektelast en externe kosten veroorzaakt door verschillende milieufactoren in Vlaanderen, MIRA – Milieurapport Vlaanderen.

De Nocker, L; Michiels, H; Deutsch, F; Lefebvre, W; Buekers, J; Torfs R. 2010. Actualisering van de externe milieuschadetekosten (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

Endalew, A.M., Hertog, M., Delele, M.A., Baetens, K., Persoons, T., Baelmans, M., Ramon, H., Nicolai, B.M., Verboven, P. (2009) CFD modelling and wind tunnel validation of airflow through plant canopies using 3D canopy architecture. *Int. J. Heat Fluid Flow* 30, 356–368.

- Erbrink, H., Hofschreuder, P., Janssen, S., Kuypers, V.H.M., De Maerschallck, B., Ruyten, F., de Vries, E.A., de Wolff, J. (2009) Flora –Vegetatie voor een betere luchtkwaliteit, Innovatieprogramma luchtkwaliteit
- Gromke, C. (2011) A vegetation modeling concept for Building and Environmental Aerodynamics wind tunnel tests and its application in pollutant dispersion studies. *Environ. Pollut.* 159, 2094–9.
- Gromke, C., Buccolieri, R., Di Sabatino, S., Ruck, B. (2008). Dispersion study in a street canyon with tree planting by means of wind tunnel and numerical investigations – Evaluation of CFD data with experimental data. *Atmos. Environ.* 42, 8640–8650.
- Gromke, C., Ruck, B. (2007). Influence of trees on the dispersion of pollutants in an urban street canyon—Experimental investigation of the flow and concentration field. *Atmos. Environ.* 41, 3287–3302.
- Gromke, C., Ruck, B. (2008). Aerodynamic modelling of trees for small-scale wind tunnel studies. *Forestry* 81, 243–258.
- Gromke, C., Ruck, B. (2009). On the Impact of Trees on Dispersion Processes of Traffic Emissions in Street Canyons. *Boundary-Layer Meteorol.* 131, 19–34.
- Gromke, C., Ruck, B. (2012). Pollutant Concentrations in Street Canyons of Different Aspect Ratio with Avenues of Trees for Various Wind Directions. *Boundary-Layer Meteorol.* 144, 41–64.
- Hein, L. (2011). Economic Benefits Generated by Protected Areas : the Case of the Hoge Veluwe Forest , the Netherlands. *Ecology and Society*, 16(2).
- Hosoi, F., Omasa, K. (2006). Voxel-Based 3-D Modeling of Individual Trees for Estimating Leaf Area Density Using. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 44, 3610–3618.
- Katul, G.G., Mahrt, L., Poggi, D., Sanz, C. (2003). One and Two Equation Models for Canopy Turbulence.
- Lalic, B., Mihailovic, D.T. (2004). An empirical relation describing leaf-area density inside the forest for environmental modeling. *J. Appl. Meteorol.* 43, 641–645.
- Lefebvre, W., Vranckx, S. (2013). Validation of the IFDM-model for use in urban applications, Study accomplished in the framework of the ATMOSYS-project. VITO report 2013/RMA/R/56.
- Litschke, T., Kuttler, W. (2008). On the reduction of urban particle concentration by vegetation – a review. *Meteorol. Zeitschrift* 17, 229–240.
- McDonald, A. G. ; Bealey, W. J. ; Fowler, D. ; Dragosits, U. ; Skiba, U. ; Smith, R. I. ; Donovan, R. G. ; Brett, H. E. ; Hewitt, C. N. ; Nemitz, E. (2007); Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM10 in two UK conurbations. In: *Atmospheric Environment*, Vol. 41, No. 38, 12.2007, p. 8455-8467.
- Nowak, D. J., Crane, D. E., & Stevens, J. C. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening*, 4(3-4), 115–123.
doi:10.1016/j.ufug.2006.01.007
- 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., Kiers, M. (2011) Landelijke kaart “potentiële fijnstofinvang door groene vegetaties”, (Alterra Wageningen UR), in Melman, T. C. P. en C. M. van der H. 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, Alterra onderzoeksrapport LUWPUBRD_00350279_A502, U Wageningen

Pryor, S.C., Gallagher, M., Sievering, H., Larsen, S.E., Barthelmie, R.J., Birsan, F., Nemitz, E., Rinne, J., Kulmala, M., Grönholm, T., Taipale, R., Vesala, T. (2007), A review of measurements and modelling results of particle atmosphere-surface exchange, Tellus, DOI:10.1111/j.1600-0889.2007.00298.x

Quine Chr., Christine Cahalan, Alison Hester, Jonathan Humphrey, Keith Kirby, A. M. & G. V. (2011). Woodlands. The UK National Ecosystem Assessment Technical Report. UK National Ecosystem Assessment (pp. 241–294). UNEP-WCMC, Cambridge.

Ruijgrok, 2006. Kengetallen Waardering natuur, water, bodem en landschap. Hulpmiddel bij MKBA's. Rapport in opdracht van ministerie van LNV

Salmond, J. a, Williams, D.E., Laing, G., Kingham, S., Dirks, K., Longley, I., Henshaw, G.S. (2013). The influence of vegetation on the horizontal and vertical distribution of pollutants in a street canyon. Sci. Total Environ. 443, 287–98.

Setälä, H., Viippola, V., Rantalainen, A.-L., Pennanen, A., Yli-Pelkonen, V. (2013) Does urban vegetation mitigate air pollution in northern conditions? Environ. Pollut. 183, 104–112.

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.

Tonneijck, van Middendorp, Bade (2008), Bomen in de stad verdienen zich dubbel en dwars terug, Tuin en landschap, N° 28, 2008.

Vardoulakis, S., Fisher, B.E., Pericleous, K., Gonzalez-Flesca, N., (2003) Modelling air quality in street canyons: a review. Atmos. Environ. 37, 155–182.

VMM (2011), Chemkar PM10, Chemische karakterisering van fijn stof in Vlaanderen - 2010

Vos, P.E.J., Maiheu, B., Vankerkom, J., Janssen, S. (2013) Improving local air quality in cities: to tree or not to tree? Environ. Pollut. 183, 113–22.

Vos, P, persoonlijke mededeling, Vito, 2012.

Wesseling, J; van der Zee, W; van Overveld, A. (2011). Het effect van vegetatie op de luchtkwaliteit Update 2011. bilthoven. doi:Rapport 680705019/2011

6.1.6. VERONDERSTELLINGEN

- Effecten op de achtergrondconcentraties en lokale effecten kunnen we optellen

-
- Resuspensie: varieert van 0 % (niet meegenomen), over 50 % tot 75 % (Schaubroeck, 2015). De meeste modellen hanteren 50 % resuspensie (Ufore, i-tree, Oosterbaan, JRC)
 - De bovenvermelde studies hanteren allen ongeveer dezelfde uitgangspunten m.b.t. het effect van vegetatie en depositiesnelheden. Depositiesnelheden op gebouwen wordt niet meegenomen
 - We nemen een conservatieve inschatting van 100m voor de afstand waarop de bufferende werking van groen nog steeds effect heeft.
 - Gezien de bevolkingsdichtheid in stedelijke omgeving gemiddeld veel hoger is, is te verwachten dat deze externe kost in stedelijke omgeving ook hoger zal liggen.

6.1.7. TE GEBRUIKEN CIJFERS

Op basis van het literatuuroverzicht en expert judgement is in

Tabel 14 een kwalitatieve score per groenvorm samengesteld. Deze score varieert van -1 (negatief effect in street canyons) tot +10 (bos). De score hangt af van de lokale omstandigheden. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen achtergrond, canyons en buffers. De effecten op de achtergrondconcentraties zijn steeds toepasbaar. De gebruiker kiest zelf in welke mate canyons en buffers van toepassing zijn voor zijn studiegebied.

Canyons: een street canyon is een plaats waar de straat is omringd aan bijde zijden door gebouwen, waardoor er een soort van canyon-achtig milieu ontstaat. In een typische canyon zijn de gebouwen aaneensluitend en is de hoogte van de gebouwen minstens even groot als de afstand tot de gebouwen aan de andere zijde van de canyon. Vooral het effect op de ventilatie (verandering van lokale luchtstroming) primeert in dergelijke situaties.

Buffers: we spreken van een buffer als de groenvorm vooral een bufferende werking heeft tussen een verontreinigingsbron (typisch een weg) en bebouwing. Het effect is vooral van toepassing op de direct aangrenzende gebouwen. Vooral het effect op de ventilatie door de buffer (verandering van luchtstromen) in de directe omgeving primeert.

Achtergrond: groen heeft ook in alle omstandigheden een filterend effect. Dit effect wordt weergegeven in de kolom "luchtkwaliteit-achtergrond".

Voor de kwantitatieve berekening van de effecten op achtergrondconcentraties hanteren we indicatoren in kg.jaar en de kengetallen per groenvorm zijn opgelijst in Tabel 16.

Bijkomend kan er een procentuele lokale verbetering of verslechtering plaatsvinden omwille van het ventilatie-effect door canyons of buffers. Deze verbetering is enkel toepasbaar op de lokale bijdrage van bronnen (vooral verkeersemisies in steden) aan concentraties. Deze bijdrage kan bijvoorbeeld berekend worden met het CAR Vlaanderen model in functie van de vastgestelde verkeersstromen op een locatie (verkrijgbaar op www.lne.be).

Het effect wordt toegepast op de jaargemiddelde concentratie van PM₁₀.

Tabel 14: Kwalitatieve waardering lokale impact groenmaatregelen op luchtkwaliteit in verschillende omstandigheden

Hoofdcategorieën	Verhardings- en groenmaatregelen	Lucht- kwaliteit achtergrond	Lucht- kwaliteit canyons	Lucht- kwaliteit buffers
Groendaken	Extensief groendak	0.24	0	0
	Semi-intensief groendak	3	2	2
	Intensief groendak	3	6	6
Verhardingen	Gesloten verharding	0	0	0
	Grasdallen groene voegen/geperforeerde betonplaten	0	0	0
	semi verharding (gebroken fracties, Houtsnippers/boomschors, grond)	0	0	0
Water en vochtige/natte groenvormen,	Water	0	0	0
	Natte groenvormen (Oeverzone en plasdras, wadi's)	3	0	0
Open (droge) groenvormen	Naakte bodem	0	0	0
	Bloemenweide en kruidachtigen	3	0	0
	Grasveld en perkplanten	3	0	0
	Heide	3	0	0
	Privé-tuinen	4	2	2
	Volkstuinen	1	0	0
	Andere agrarische vormen	2	0	0
Struiken, hagen en houtkanten		4	-1	2
Bos	Loofbos	6	-1	10
	Naaldbos	10	-1	10
	Gemengd bos	8	-1	10
	Mantel- en zoomvegetatie (bosrand)	2	-1	2
Stadsbomen	loofbomen	6	-1	7
	naaldbomen	9	-1	7
	gemengde bomen	7	-1	7
	boomgaard	5	-1	7
Gevels en muren (m ²)		3	2	2
Bebouwde oppervlakte		0	0	0

Tabel 15: Vertaling van kwalitatieve scores naar kwantitatieve schattingen impact op concentratie waaraan omwonenden worden blootgesteld voor buffer en canyon

Kwalitatieve score	Lage schatting	Hoge schatting
-1	0%	-15%
0	0%	0%
1	0%	0.5%
2	0%	1%
3	1%	2.5%
4	2.5%	5%
5	5.0%	7.5%
6	7.5%	10%
7	10%	12.5%
8	12.5%	15.0%
9	15.0%	17.5%
10	17.5%	20.0%

Tabel 16: Kwantitatieve schatting van afvang van fijn stof door stedelijk groen (luchtkwaliteit achtergrond/filtereffect)

Hoofdcategorieën	Verhardings- en groenmaatregelen	Depositiesnelheid (cm/s)
Groendaken	Extensief groendak	0.2
	Semi-intensief groendak	0.2
	Intensief groendak	0.3
Verhardingen	Gesloten verharding	0
	Grasdallen groene voegen/geperforeerde betonplaten	0
	semi verharding (gebroken fracties, Houtsnippers/boomschors, grond)	0.1
Water en vochtige/natte groenvormen,	Water	0.1
	Natte groenvormen (Oeverzone en plas-dras, wadi's)	0.2
Open (droge) groenvormen	Naakte bodem	0.1
	Bloemenweide en kruidachtigen	0.2
	Grasveld en perkplanten	0.2
	Heide	0.3
	Privé-tuinen	0.3
Struiken, hagen en houtkanten	Volkstuinen	0.2
	Andere agrarische vormen	0.2
		0.3
Bos	Loofbos	0.5
	Naaldbos	0.7
	Gemengd bos	0.6
Stadsbomen	Mantel- en zoomvegetatie (bosrand)	0.3
	loofbomen	0.5
	naaldbomen	0.7
Gevels en muren (m ²)	gemengde bomen	0.6
	boomgaard	0.5
		0.2
Bebouwde oppervlakte		0

Bron: VITO.

Voor de monetaire waardering van de effecten op achtergrond (filtereffect) hanteren we de hoeveelheden uit bovenstaande tabel en vermenigvuldigen dit met 72 €/kg PM₁₀.

Voor de waardering van lokale effecten op de gezondheid van de inwoners binnen buffers of canyons hanteren we de volgende stappen.

- Bereken voor hoeveel inwoners deze lokale verandering van toepassing is. We gaan hierbij conservatief te werk en beperken dit aantal inwoners tot dezelfde straat (canyon) en binnen 100m van de groenmaatregel (buffer).

Bereken effecten op gezondheid door de verminderde blootstelling. Neem de verhoogde concentraties in de straat of in de omgeving ten opzichte van achtergrondconcentratie en en vermenigvuldig dit met de juiste % uit Tabel 15 op basis van de scores in

- Tabel 14
- Vermenigvuldig aantal bekomen inwoners met aantal μg verandering concentraties met kengetallen voor de monetaire waardering van deze verandering per inwoner in de buffer is 25€ per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ voor PM_{10} of 36 € $\mu\text{g}/\text{m}^3$ voor $\text{PM}_{2,5}$.

6.1.8. 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 PM_{10} voor een gemiddelde Europeaan per jaar = 4,9 kg
 Gemiddelde uitstoot aan PM_{10} per gemiddelde autokm = 0.0349 g (COPERT)

6.1.9. EEN VOORBEELD

De concentratie aan PM_{10} is $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Een vrijstaande loofboom heeft een depositiesnelheid van 0.5 cm/s, wat een afvang van 24 kg/jaar ($0,5 * 30 * 0,00031536$) * (1-50%)) wat leidt tot een baat voor de volksgezondheid van €1728/jaar ($24 \text{ kg } \text{PM}_{10} * €72/ \text{ kg } \text{PM}_{10}$). Het betreft een reductie van de achtergrondconcentraties. Deze baten in de vorm van minder gezondheidsrisico's komen ten dele ten goede aan de inwoners van de stad, en ten dele aan mensen buiten de stad.

Daarnaast is er een effect voor mensen die er vlakbij wonen. Als we aannemen dat de boom staat in een straat met een verhoogde concentratie van fijn stof van $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en een bufferende werking heeft voor één gezin (3 personen) binnen de buffer, dan kunnen we deze baat als volgt berekenen: Effect op luchtkwaliteit (3 % van $5 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 0,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Dit kunnen we waarderen aan €25/inwoner en per $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dit resulteert in een jaarlijkse baat van €3,75/inwoner ($0,15 \mu\text{g}/\text{m}^3 * €25/\mu\text{g}/\text{m}^3$. inwoner) of €11,25 voor de inwoners binnen die buffers ($€3.75/\text{inwoner} * 3 \text{ inwoners}$). De afstand waarbinnen de bufferende werking speelt is afhankelijk van de dimensies van de groenbuffer. Bij significante groenbuffers zijn er effecten tot op een afstand van +/- 500 m. We nemen een conservatieve aanpak van 100m

Als de boom in een street canyon staat, dan kan er daarnaast een negatief effect zijn op de luchtkwaliteit, met verhoogde risico's voor de inwoners. Maximaal schatten we deze extra risico's in op €19/inwoner (bij een stijging van de lokale concentraties met 15% (score -1)) ($15\% \text{ van } 5 \mu\text{g}/\text{m}^3 * €25/\mu\text{g}/\text{m}^3$. inwoner).

Deze effecten zijn additioneel en mogen opgeteld worden om het totale netto effect te schatten. De effecten hebben wel betrekking op verschillende mensen.

6.2. VERMINDEREN VAN GELUIDSHINDER

6.2.1. BESCHRIJVING

Stedelijk groen biedt de mogelijkheid om maatregelen te treffen om geluidshinder te reduceren. Zo werd in het verleden in detail bekeken op welke manier bomenrijen de efficiëntie van een geluidsscherm kunnen verbeteren bij wind, en hoe dit geoptimaliseerd kan worden naar soortkeuze en kruinvorm. Het gebruik van groendaken om een stille zijde te creëren rond een woning, wat een belangrijk aspect is m.b.t. geluidshinderreductie en beperking van slaapverstoring in de stedelijke omgeving, is een andere onderzoekslijn. Verder werd in detail gekeken hoe een klassieke (smalle) bomengordel zou moeten ontworpen worden om significante geluidsreductie te verkrijgen. Nieuwe simulatietechnieken duiden aan dat bij een goed ontwerp geluidsreductie wel degelijk mogelijk is. Ook werden recent studies verricht naar een optimale natuurlijke berm als geluidsreducerende oplossing, zowel wat betreft begroeiing als profielvorm.

In het kader van het HOSANNA project (“HOlistic and Sustainable Abatement of Noise by optimized combinations of Natural and Artificial means”, EU FP7 project, 2009-2012), dat specifiek handelde rond het gebruik van vegetatie/groene oplossingen om geluidsproblemen te beperken, werd heel wat ervaring opgebouwd door Universiteit Gent.

→ Literatuuroverzicht effecten van groenmaatregelen.

Voor verschillende groenmaatregelen wordt een overzicht gegeven van de bevindingen in de literatuur. Deze bevindingen zijn gebruikt/verwerkt in een kennistabel.

a) Dakoppervlakken

Het geluidsreducerende effect van een groendak hangt af van het soort substraat dat gebruikt wordt. Op basis van de huidige literatuur is er onvoldoende kennis m.b.t. verschillende substraattypes (gebroken bakstenen, vulkanisch materiaal, rubber-kruimels, enz.) en wat de impact hiervan is op geluidsgolven die over een groendak diffracteren. Maar vanuit onderzoek m.b.t. het akoestisch gedrag van (poreuze) materialen blijkt heel wat variatie mogelijk, en dit geldt vermoedelijk ook voor de samenstelling van het substraat van groendaken (Van Renterghem, 2008; Van Renterghem, 2009; Van Renterghem, 2014). Dit geluidsreducerende effect van een groendak hangt sterk af van de dakvorm, bij een zadeldak/gebogen dakoppervlak is er meer winst te halen door het plaatsen van een groendak dan bij een plat dak. Een van de redenen is dat een hard zadeldak voor minder afscherming zorgt dan een hard plat dak (op voorwaarde dat het interne volume identiek is). Dit hangt bovendien af van de straatconfiguratie (bijv. street canyon) en afmetingen. Een belangrijke voorwaarde waarop een groendak nuttig kan zijn is dat het dominante geluidspad moet interageren met het groendak. Een groendak zal daarom weinig nut hebben bij open bebouwing, aangezien het geluid dan in hoofdzaak rond het gebouw zal propageren en niet over het dak. Een groendak op een uitbouw van een woning (aan de straatzijde) is steeds nuttig om een voorgevel stil te krijgen. Dit hangt voor een stuk af van de specifieke configuratie van het gebouw en bron-ontvangerafstand. Een groendak zal nuttiger zijn in een zogenaamde street canyon dan bij individuele huizenrijen. In dit laatste geval is er typisch reeds een sterke afscherming door het gebouw zelf bij propagatie van geluid naar de achterzijde van de woning. In een street canyon zullen door de talrijke reflecties op de gevels toch nog relatieve hoge niveaus waargenomen worden aan de achterzijde van een woning.

b) Grondoppervlakken

Introductie van poreuze oppervlakken is in theorie een positieve maatregel m.b.t. geluidsreductie (Attenborough, 2012; Attenborough, 2011; Attenborough, 2006; Attenborough, 2000; Horoshenkov, 2006). Het effect zal er in sterke mate van afhangen waar de verharding zich precies bevindt tussen bron/weg en ontvanger, de afstand tussen bron en ontvanger, de breedte van het poreuze oppervlak en de hoogte van zowel de ontvanger en bron. Een ontvanger op grote hoogte zal nauwelijks een effect waarnemen bij het wijzigen van het type oppervlak. Het is moeilijk om dit te veralgemenen in cijfers. Wanneer de materiaaleigenschappen gekend zijn van de verharding is het mogelijk om hier inschattingen van te maken.

Er wordt verondersteld dat de grondoppervlakken (bijv. kasseien of kiezels) niet gebruikt worden als wegdek voor gemotoriseerde voertuigen. Enkel het effect van geluid dat elders ontstaat en hierover propageert wordt meegenomen. Oneffen kasseien zorgen bijvoorbeeld voor een meer verstrooiende bodem, maar dit effect wordt gecompenseerd door het feit dat dit een akoestisch hard oppervlak is (dus netto wordt een nuleffect verwacht). Kasseien als straatbedekking (niet beschouwd) zou dan weer zorgen voor een significant verhoogde emissie door sterke impacten tussen band en wegdek. Voor wat betreft granulaire materialen (grind, steenslag, zand e.d.) zijn er zeer sterke verschillen mogelijk. Porositeit, de zeefkarakteristiek, vorm van de steentjes en laagdikte zijn voorbeelden van belangrijke parameters. Enkel al het verschil tussen ruw en fijn zand is uitgesproken (waarbij ruw zand de betere optie is).

c) Vochtige en natte bodems

Een natte bodem zorgt ervoor dat geluid niet in de bodem kan dringen en hierdoor gaat het grondeffect grotendeels verloren. Kunstmatige wateroppervlakken werken als een perfecte spiegel voor geluidsgolven en zorgen bij alle geluidsfrequenties voor constructieve interferentie dus stijging van de geluidsniveaus.

Een mogelijk positief effect is het reliëfaspect, dat kan zorgen voor een (zeer) beperkte geluidsreductie. Bij kleine waterstructuren met een verdieping in het landschap werd daarom voor een nul-effect gekozen (bijv. greppel). Bij grote waterstructuren wordt er een duidelijk negatief effect verwacht.

d) Bomen

Voor een groep bomen zijn het grondvlak ("basal area", procentuele inname van de stamdoorsnedes bij loodrechte projectie op de bodem) en de breedte van de bomengroep de relevante parameters. Het grondvlak houdt zowel rekening met stamomtrek als dichtheid. Hoe groter het grondvlak, hoe sterker de afscherming. Bij een niet-geoptimaliseerde aanplanting is het grondvlak typisch beperkt (< 100 m²/ha). Bij een bos is dit nog kleiner maar is de breedte dan weer groot. Bij beperktere breedte van aanplantingen van bomen zijn toch relatief hoge waarden mogelijk wanneer naar maximale dichtheden wordt gegaan (Van Renterghem, 2013; Van Renterghem, 2012; Van Renterghem, 2008; Nilsson, 2014; Fang, 2003; Wunderli, 2009; Depauw, 2013).

Een enkele bomenrij heeft een licht negatief effect voor ontvangers die zich onder de boomkruin bevinden (neerwaartse verstrooiing), een licht positief effect in een street canyon voor de gevelbelasting op hogere verdiepingen (in geval van voldoende propagatie doorheen de kruinmassa). Bovendien heeft dit een licht positief effect voor ontvangers in een naburige street canyon. Daarom wordt netto een klein positief effect aangenomen maar dit geldt dus niet voor elke waarnemer (Lyon, 1977; Jang, 2013).

e) Struiken en hagen

Struiken hebben vooral een positief effect op hogere frequenties gezien het gehalte houtige bestanddelen beperkt is. Significante reductie voor wegverkeerslawaai is daarom moeilijk, tenzij de struikenlaag zeer dicht is zoals bijvoorbeeld bij een haag. Inclusief een stukje bodemeffect blijft dit echter beperkt tot maximum 3 dBA volgens een reeks metingen (Defrance, 2013; Van Renterghem, 2014; Horoshenkov, 2013).

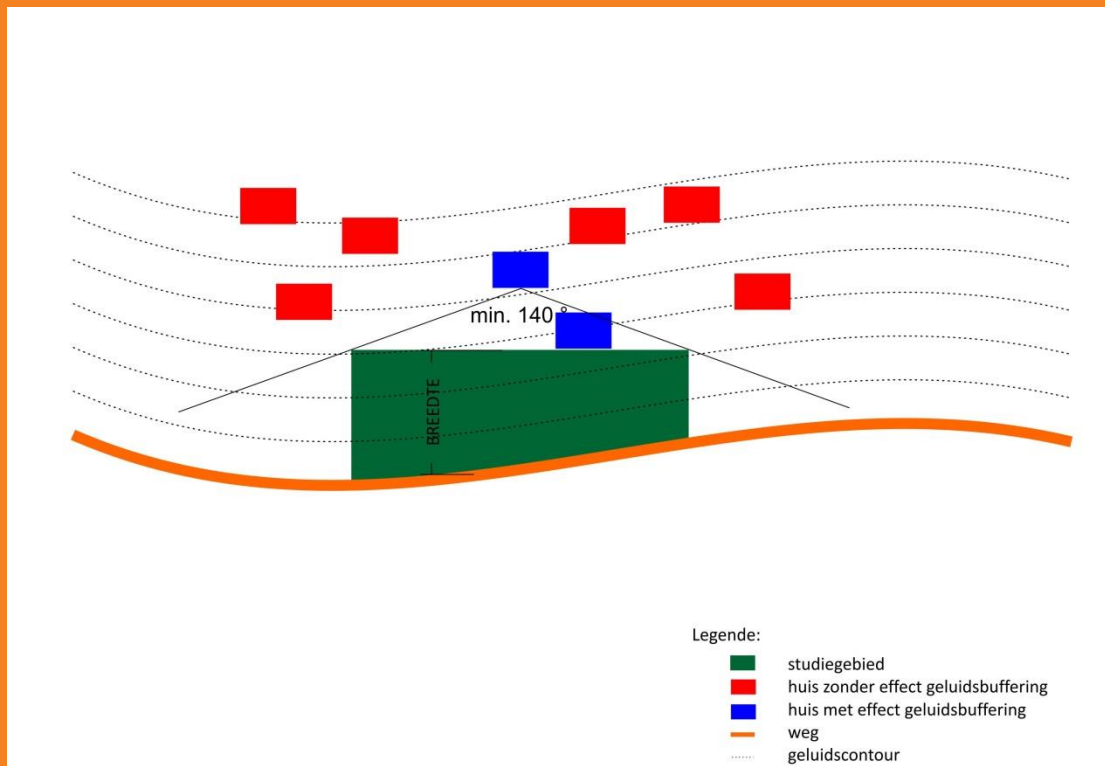
Perceptie-effecten van groenmaatregelen

De *audio-visuele interactie* kan behoorlijk sterk zijn bij humane perceptie (Watts, 1999; Viollon, 2002; Desiere, 2013; Van Renterghem, 2015; Li, 2010; 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.

Het *“stille zijde effect”* is toepasbaar op de groenmaatregel dakbedekking. Wanneer door een groendak een stille zijde wordt gecreëerd (natuurlijk afhankelijk van de originele toestand) kan een perceptie-bonus toegekend worden (Gidlöf-Gunnarsson, 2010; Öhrström, 2006; de Kluizenaar, 2011; Van Renterghem, 2012). Op basis van enquêtes komt dit overeen met een geluidsreductie (aan de sterkst geluidsbelaste zijde van de woning) met 5 dBA. Aangezien een stille zijde reeds aanwezig kan zijn door de gebouwconfiguratie op zich (zonder dakabsorptie), wordt gewerkt met een equivalente reductie van 2.5 dBA.

Benodigde informatie:

- Type groenvorm
- Aantal woningen beïnvloed door potentiële groenmaatregel: bepaal het aantal woningen die binnen de geluidscontouren liggen waarbij de groenvormen mogelijk dienst doen 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 woningen met dakgroen of gevelgroen: bepaal het aantal woningen dat potentieel gehinderd wordt door een geluidsbron en een groendak of groene gevel heeft/krijgt.
- 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>.

**6.2.2. KWALITATIEVE WAARDERING**

Op basis van het literatuuroverzicht hierboven en expert judgement is in een kwalitatieve score per groenvorm samengesteld. Deze score varieert van -1 (negatief effect voor bepaalde groen/blauwvormen) tot +10. De score geeft het gemiddeld potentieel voor reductie van geluid van de groenvorm weer en houdt geen rekening met de lokale omstandigheden.

6.2.3. KWANTITATIEVE WAARDERING

Voor de kwantitatieve berekening worden de kwalitatieve scores omgevormd tot een verandering in het aantal dB(A) waaraan de ontvanger is blootgesteld. Ook hier wordt slechts beperkt rekening gehouden met lokale omstandigheden.

De totale impact op het geluidsniveau wordt dan bepaald in functie van het bestaande geluidsniveau. Dit kan afgeleid worden uit beschikbare geluidskaarten (voor wegverkeer van gewestwegen: (<http://www.lne.be/themas/hinder-en-risicos/geluidshinder/Geluidskaarten>)), ook een aantal steden hebben specifieke 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 de vegetatie. 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.

Indien u cijfers van de geluidskaarten gebruikt om het geluidseffect te meten van het verwijderen van groenvegetatie zou u moeten vertrekken van de aangegeven dB(A) op de kaart verminderd met de berekende impact van de groenvegetatie als huidige situatie. De cijfers op de geluidskaart zijn dan de toekomstige situatie (een toename van het geluidsdruk niveau) omdat op de geluidskaarten in de modellering geen rekening is gehouden met de vegetatie. In de webtool natuurwaardeverkenner is hier rekening mee gehouden in de berekeningen en vult u enkel de cijfers van de geluidskaarten in.

6.2.4. 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; Franck et al. 2013; Franck et al. 2014). 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 gebruiken de meest recente studies voor Vlaanderen (Franck et al. 2014).

We werken met de gemiddelde woningprijs in Vlaanderen. In het Vlaamse Gewest werd in 2014 voor een woning gemiddeld 236 634€ betaald (Statbel 2014). 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 11015,36 €/jaar.

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

Deze dienst is momenteel niet opgenomen in de tool.

6.2.5. BRONNEN

Attenborough, K., Bashir, I., Taherzadeh, S. (2011) Outdoor ground impedance models, J Acoust Soc Am, 129, 2806-2819.

Attenborough, K., Horoshenkov, K., Li, K.M. (2006) Predicting outdoor sound, Taylor and Francis.

Attenborough, K., Taherzadeh, S., Bashir, I. (2012) Predicted effects of porous surfaces, FP7 HOSANNA Deliverable 4.5.

Attenborough, K., Waters-Fuller, T., Li, K.M., Lines, J.A. (2000) Acoustical Properties of Farmland, J. Agric. Eng Res., 76, 183-195.

Busch, T., Hodgson, M., Wakefield, C. (2003) Scale-model study of the effectiveness of highway noise barriers. J Acoust Soc Am, 114:1947-54.

de Kluizenaar, Y., Salomons, E., Janssen, S., van Lenthe, F., Vos, H., Zhou, H., Miedema, H., Mackenbach, J. (2011) Urban road traffic noise and annoyance: The effect of a quiet façade, Journal of the Acoustical Society of America, 130, 1936–1942.

Defrance, J., Barrière, N., Premat, E. (2002) Forest as a meteorological screen for traffic noise. Proceeding of the 9th International Congress on Sound and Vibration (ICSV9), Orlando.

Defrance, J., Jean, P., Koussa, F., Horoshenkov, K., Khan, A., Benkreira, H. (2013) Innovative barriers exploiting natural materials. Technical Report on "Application to innovations". Deliverable 2.3 of HOSANNA, Collaborative project under the Seventh Framework Programme, Theme 7, Sustainable Surface Transport

Depauw, L., Verheyen, K., Van Renterghem, T. (2013) Het belang van houtige vegetatiestroken voor de reductie van verkeersgeluid, BOSrevue 46, okt-dec. 2013.

Desiere, M. (2013). Invloed van het visuele aspect van vegetatie op de ervaren geluidshinder. Masterproef voorgedragen tot het behalen van de graad van Master na Master in de Milieusanering en het Milieubeheer. Faculteit Bio-ingenieurswetenschappen, Universiteit Gent. 60p.

Ding, L., Van Renterghem, T., Botteldooren, D. (2011) Estimating the effect of semi-transparent low-height road traffic noise barriers with Ultra Weak Variational Formulation. Acta Acust United Ac, 97, 391-402.

Fang, C., Ling, D. (2003) Investigation of the noise reduction provided by tree belts. Landscape Urban Plan, 63, 187-195.

Franck et al.

Gidlöf-Gunnarsson, A., Öhrström, E. (2010) Attractive "quiet" courtyards: A potential modifier of urban residents' responses to road traffic noise?, Int. J. Environ. Res. Public Health, 7, 3359–3375.

Horoshenkov, K.V., Khan, A., Benkreira, H. (2013) Acoustic properties of low growing plants, J Acoust Soc Am., 133, 5, 2554-2565.

Horoshenkov, K., Mohamed, M. (2006) Experimental investigation of the effects of water saturation on the acoustic admittance of sandy soils, Journal of the Acoustical Society of America, 120, 1910-1921.

Jang, H.S. (2013), Traffic noise reduction using vegetation in a 1:10 urban scale model, Proceedings of the 42nd international congress and exposition on noise control engineering (Internoise 2013), Innsbruck, Austria.

Jean, P., Defrance, J. (2015) The modeling of sound propagation in rows of cylinders of infinite extend: application to thickets along roads, Acta Acustica united with Acustica, in press.

Li, H., Chau, C., Tang, S. (2010) Can surrounding greenery reduce noise annoyance at home? Sci Total Environ, 408, 4376–4384.

Lyon, R. (1977) Evaluating effects of vegetation on the acoustical environment by physical scale-modeling. Proceedings of the conference on metropolitan physical environment, USDA Forest service general technical report NE-2.

Nilsson, M., Bengtsson, J., Klæboe, R. (2014) Environmental Methods for Transport Noise Reduction, ISBN 9780415675239.

Öhrström, E., Skånberg, A., Svensson, H., Gidlöf-Gunnarsson, A. (2006) Effects of road traffic noise and the benefit of access to quietness, Journal of Sound and Vibration, 295, 40–59.

Van Renterghem, T. (2014) Guidelines for optimizing road traffic noise shielding by non-deep tree belts, Ecological Engineering, 69, 276–286.

- Van Renterghem, T., Attenborough, K., Maennel, M., Defrance, J., Horoshenkov, K., Kang, J., Bashir, I., Taherzadeh, S., Altreuther, B., Khan, A., Smyrnova, Y., Yang, H. (2014) Measured light vehicle noise reduction by hedges, *Applied Acoustics*, 78, p. 19-27.
- Van Renterghem, T., Botteldooren, D. (2002) Effect of a row of trees behind noise barriers in wind, *Acta Acustica united with Acustica*, 88 (6), p. 869-878.
- Van Renterghem, T., Botteldooren, D. (2008) Numerical evaluation of tree canopy shape near noise barriers to improve downwind shielding, *Journal of the Acoustical Society of America*, 123 (2), p. 648-657.
- Van Renterghem, T., Botteldooren, D. (2008) Numerical evaluation of sound propagating over green roofs, *Journal of Sound and Vibration*, 317 (3-5), p. 781-799.
- Van Renterghem, T., Botteldooren, D. (2009) Reducing the acoustical façade load from road traffic with green roofs, *Building and Environment*, 44 (5), p. 1081-1087, 2009.
- Van Renterghem, T., Botteldooren, D. (2012) On the choice between walls and berms for road traffic noise shielding including wind effects, *Landscape and Urban Planning*, 105, p. 199-210.
- Van Renterghem, T., Botteldooren, D. (2013) Designing canopies to improve downwind shielding at various barrier configurations at short and long distance, *Proceedings of the 21th international congress on acoustics (ICA 2013)*, Montreal, Canada.
- Van Renterghem, T., Botteldooren, D. (2014) Influence of rainfall on the noise shielding by a green roof, *Building and Environment*, 82, p. 1-8.
- 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.
- Van Renterghem, T., Botteldooren, D., Verheyen, K. (2012) Road traffic noise shielding by vegetation belts of limited depth, *Journal of Sound and Vibration*, 331, 2404-2425.
- Van Renterghem, T., Hornikx, M., Forssen, J., Botteldooren, D. (2013) The potential of building envelope greening to achieve quietness, *Building and Environment*, 61, p. 34-44.
- Van Renterghem, T., Hornikx, M., Smyrnova, Y., Jean, P., Kang, J., Botteldooren, D. (2012) Road traffic noise reduction by vegetated low noise barriers in urban streets. *Proceedings of the 9th European conference on noise control (Euronoise 2012)*, Prague.
- Viollon, S., Lavandier C., Drake, C. (2002) Influence of visual setting on sound ratings in an urban environment, *Applied Acoustics*, 63, 5, 493-511.
- Wong, N., Tan, A., Tan, P., Chiang, K., Wong, N. (2010) Acoustics evaluation of vertical greenery systems for building walls, *Build Environ*, 45, 411-420.
- Wunderli, M., Salomons, E. (2009) A model to predict the sound reflection from forests. *Acta Acust United Ac*, 95, 76-85.
- Van Renterghem T, Botteldooren D. Focused study on the quiet side effect at dwellings highly exposed by road traffic noise. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2012;9:4292-4310.
- Watts G., Linda Chinn and Nigel Godfrey (1999). The effects of vegetation on the perception of traffic noise. *Applied Acoustics*, 56: 39-56.

Yang, F., Bao, Z., Zhu, Z. (2011) An assessment of psychological noise reduction by landscape plants, Int J Environ Res Public Health, 8, 1032–1048.

6.2.6. UITGANGSPUNTEN

- Voor de kwalitatieve score wordt er vertrokken van het gemiddelde potentieel van de groenvorm voor de reductie van geluid. Er wordt geen rekening gehouden met de omvang van de groenvorm en de huishoudens die er baat bij houden. Hierdoor kunnen sommige scores contra-intuïtief lijken.
- Enkel geluidsbronnen waarvoor geluidskaarten bestaan of metingen bestaan, kunnen meegenomen worden in deze berekening (voornamelijk verkeer).
- We gebruiken de gemiddelde prijs van een woning in Vlaanderen, jaar 2014.
- We nemen als uitgangspunt dat de invloed op de prijzen van woningen in een stiller gebied ook gelden voor effecten binnenhuis zonder dat de omgeving daarom stiller wordt.
- Om een jaarlijkse baat te berekenen, veronderstellen we een discontovoet van 4% en een tijdshorizon van 50 jaar.

6.2.7. TE GEBRUIKEN CIJFERS

Tabel 17: Kwalitatieve waardering lokale impact groenmaatregelen op geluidsreductie

Hoofdcategorieën	Verhardings- en groenmaatregelen	Geluidsreductie perceptie (fysisch + psychologisch)
Groendaken	Extensief groendak	8
	Semi-intensief groendak	8
	Intensief groendak	8
Verhardingen	Gesloten verharding	-1
	Grasdallen groene voegen/geperforeerde betonplaten	3
	semi verharding (gebroken fracties, Houtsnippers/boomschors, grond)	3
Water en vochtige/natte groenvormen,	Water	-1
	Natte groenvormen (Oeverzone en plas-dras, wadi's)	1
	Open (droge) groenvormen	0
	Naakte bodem	0
	Bloemenweide en kruidachtigen	6
	Grasveld en perkplanten	3
	Heide	6
	Privé-tuinen	6
	Volkstuinen	6
	Andere agrarische vormen	6
		6
Struiken, hagen en houtkanten	Loofbos	9
	Naaldbos	9
	Gemengd bos	9
	Mantel- en zoomvegetatie (bosrand)	4
Bos		4
	Stadsbomen	4
	loofbomen	4
	naaldbomen	4
	gemengde bomen	4
	boomgaard	4
Gevels en muren (m²)		4
Bebouwde oppervlakte		-1

(legende: 10 >=10 dBA; 8 >=5 en <10 dBA; 6 >=3 en <5 dBA; 4 >=1 en <3 dBA; 2 >0 en <1 dBA; 0 0 dBA; -1 < 0 dBA)

Tabel 18: Vertaling van kwalitatieve scores naar kwantitatieve daling geluid waaraan omwonenden worden blootgesteld

Kwalitatieve score	Lage schatting dB(A)	Hoge schatting dB(A)
-1	0*	-5*
0	0	0
1	0	0.5
2	0.5	1
3	1	2
4	2	3
5	3	4
6	4	5
7	5	7.5
8	7.5	10
9	10	12.5
10	12.5	15

*Negatieve waarde betekent een stijging

Tabel 19: Monetaire waardering: % waardevermindering van een woning per dB(A) geluidstoename

Blootstelling (dBA)	Minimum (%)	Maximum (%)
50 – 54	0	0
55 – 69	0,6	0,9
>=70	1,5	1,9

Bron: extrapolatie van cijfers in Franck et al. 2014

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

6.2.8. EEN VOORBEELD

Veronderstel dat het huidige geluidsniveau 60 dBA is. Er wordt eengroenvorm geplaatst tussen een geluidsbron en 5 gehinderde woningen. Stel dat de groenvorm 5 scoort in het remediëren van geluid. Dit leidt tot een vermindering van de blootstelling met lage schatting 3 dB(A) en hoge schatting 5 dB(A). Je bekomt een wijziging van de waarde van de woning tussen 1,8% (3 dB(A) x 0,6% ,laag) en 4,5% (5 dB(A) x 0,9%, hoog).

Dit percentage vermenigvuldig je met de gemiddelde woningprijs en het aantal woningen dat een verminderde blootstelling heeft.

Minimale schatting dienst: $1,8\% \cdot 11.015\text{€/jaar.woning} \cdot 5 \text{ woningen} = 991\text{€/jaar}$

Maximale schatting dienst: $4,5\% \cdot 11.015\text{€/jaar.woning} \cdot 5 \text{ woningen} = 2.478\text{€/jaar}$

6.3. STABILISATIE VAN WATERNIVEAUS:INFILTRATIE

6.3.1. BESCHRIJVING

In de stedelijke omgeving kunnen bodemecosystemen bijdragen tot een stabiele waterhuishouding omdat water wordt vastgehouden en ondergronds kan draineren. De stabilisatie van de waterniveaus is een ondersteunende dienst voor heel wat andere diensten: watervoorziening, scheepvaart, vermeden schade door droogte en overstroming enz.

Oppervlakteverzegeling door de aanleg van straten, gebouwen, pleinen,... heeft consequenties voor de waterhuishouding van de bebouwde omgeving. Stromingsverhoudingen in de stedelijke waterbalans wijzigen en veelal neemt de infiltratiecapaciteit af met als gevolg een lagere waterretentiecapaciteit en bijgevolg neemt de runoff toe. Dit brengt bepaalde rechtstreekse problemen met zich mee waaruit kosten ontstaan:

- Grotere overstromingsrisico's, zowel on-site als off-site
- Vervuiling van het oppervlakte- en grondwater doordat vervuilende deeltjes zoals olie en herbiciden accumuleren in afstromend water
- Daling van het grondwater en minder grondwaterafstroming naar oppervlaktewaterlichamen
- Uitbreiding rioleringsinfrastructuur (grotere afvoercapaciteit) en lager zuiveringsrendement door verdunning van afvalwaterstromen en meer overstorten.

Elk oppervlaktetype kan uiteindelijk overstromen, maar hoe meer de bodem dienst kan doen als waterbuffer, des te meer neerslag er moet vallen om tot een overstroming te komen. Overstroming treedt op wanneer de aanvoer van water groter is dan de afvoer. Dit effect zal meestal bereikt worden wanneer de bodem compleet waterverzadigd is, of wanneer de bodem niet kan bereikt worden door het water (verminderde of geen infiltratie) en als de oppervlakkige afvoer (riolering, runoff) niet snel genoeg verloopt. Elke verzegelingsgraad zorgt voor een mindere infiltratiecapaciteit van het water. Bijgevolg is de ecosysteemdienst inzake waterhuishouding dus maximaal wanneer er geen enkele vorm van verzegeling aanwezig is op een bepaalde plaats, d.w.z. een 100% open en niet-verdichte bodem.

We kunnen bijgevolg de dienst kwalitatief gaan waarderen aan de hand van het potentieel voor waterretentie dewelke afhankelijk is van de verhardingstypes die aangelegd worden.

Benodigde informatie:

- Oppervlakte per groenvorm

6.3.2. KWALITATIEVE EN KWANTITATIEVE WAARDERING IMPACT OP RETENTIE

De scores voor waterhuishouding worden bepaald op basis van de oppervlaktetypes omdat deze rechtstreeks de waterretentiecapaciteit bepalen. Hiervoor zijn coëfficiënten bekend (Tabel 21). Deze coëfficiënten zijn afkomstig van Verbeeck et al. (2013). Ze hebben met de biotope area factor (BAF) getracht wegingsfactoren te genereren voor de aspecten waterretentie voor Vlaanderen. Hiervoor hebben ze de 'rainwater retention efficiency of parcs'-tool (REP) ontwikkeld in GIS. Voor deze tool zijn de onderzoekers in wetenschappelijke literatuur op zoek gegaan naar een reeks runoff coëfficiënten, representatief voor een 48-uren regenbui met een terugkeerperiode van 2 jaar, een precipitatielengte van 53 mm en een maximale intensiteit van 72 mm/u, wat typisch is voor geheel

Vlaanderen. Een dergelijke regenbui is representatief voor korte intense zomerse regenbuien, maar ook voor langer durende buien met een lagere intensiteit.

Deze wegingsfactoren zijn daarop geïntegreerd in de GIS-applicatie. De bedoeling van REP is om meer specifiek te zijn voor het aspect waterretentie ten opzichte van de BAF door meer landgebruikscategorieën en variabelen te integreren. Uit de studie is gebleken dat REP een goede tool is om een schatting te maken van de mogelijkheid van verschillende oppervlaktetypes om water te laten infiltreren, te laten verdampen of te evapotranspireren. In het kader van de natuurwaardeverkenner stad kunnen we dus besluiten dat we een gelijkaardige methodiek kunnen toepassen om de runoff- en retentiecoëfficiënten te bepalen.

Vooraleer de coëfficiënten kunnen gebruikt worden als wegingsfactoren, dienen deze eerst specifiek bepaald te worden. Een deel ervan is immers afhankelijk van één of meerdere variabelen waardoor ze binnen een range vallen. In het kader van de natuurwaardeverkenner stad is dit echter niet wenselijk omdat dit een te hoge mate van detail zou opleveren en zijn er dus aanpassingen doorgevoerd.

Om een unieke runoff waarde per oppervlaktetype te berekenen zijn een aantal aannames en vereenvoudigingen gebeurd. Een eerste vereenvoudiging zit in het feit dat alle daken als plat worden beschouwd. Daarom wordt voor alle daktypes (conventioneel dak, extensief groendak, intensief groendak) 0° als hellingshoek gebruikt. Dit heeft tot gevolg dat de daken geen oriëntatie hebben, waardoor het gemiddelde van de oriëntatieconstanten is genomen. Voor bepaling van de oriëntatie van groene gevels wordt aangenomen dat gemiddeld gezien alle oriëntaties even veel voorkomen in Vlaanderen. Daarom is ook het gemiddelde van de hieraan verbonden oriëntatieconstanten genomen.

Op basis van een literatuuronderzoek is voor de gemiddelde substraatdikte van extensieve groendaken 7,5 cm gekozen. Voor intensieve groendaken is een substraatdikte van 20 cm gekozen. Het gebruik van 75% vegetatiebedekking is een aanname.

De Runoff-coëfficiënten van half-gesloten verhardingen zijn afgeleid uit de biodiversiteitstoets-enquête. De experts die hun mening gaven over de runoff van de halfgesloten verhardingen, waren echter wel grotendeels dezelfde als deze van het KU Leuven onderzoek (M. hermy, K. Verbeeck). Voor het bepalen van de Runoff-coëfficiënten van niet-groene klinkerverharding is het gemiddelde genomen van de Runoff-coëfficiënten uit de biodiversiteitstoets-enquête van kasseien, kleiklinkers, niet-waterdoorlatende betonklinkers, tegels, waterdoorlatende betonklinkers met niet-waterdoorlatende voegvulling en waterdoorlatende betonklinkers met waterdoorlatende voegvulling. Voor het bepalen van de Runoff-coëfficiënten van groene verharding is het gemiddelde genomen van de Runoff-coëfficiënten uit de biodiversiteitstoets-enquête van betonnen grasdallen en gras op kunststofplaten (Brabers, 2014).

Omdat er voor zowel jonge als oude gazon en voor plantenborders geen gegevens zijn van de vegetatiebedekking, is momenteel het gemiddelde genomen van de bedekkingsconstanten gekoppeld aan vegetatiebedekkingsklassen 50-75% en 75-100%. De klassen 0-25% en 25-50% worden buiten beschouwing gelaten omdat wordt aangenomen dat de meeste Vlaamse groendienststeden streven naar een zo hoog mogelijke bodembedekking om de arbeidsintensiviteit zo laag mogelijk te houden.

Bomen zijn opgesplitst in bomen van 1^e (hoogte > 12m), 2^e (6m < hoogte < 12m) en 3^e grootte (hoogte < 6m) voor zowel bladhoudende als bladverliezende bomen. Dit is gebeurd omdat de kroondiameter een belangrijke rol speelt in de range van de retentie-coëfficiënt. De kroonbreedte is

bepaald met behulp van de meest recente lijst van voorkomende bomen in stedelijk Antwerpen (Antwerpse Groendienst, 2014). Hiervoor is van alle bomen behorende tot een bepaalde grootteklasse het totale gemiddelde van het individuele gemiddelde van de onder- en bovenwaarde per boomsoort van de opgegeven kroonbreedtediameter genomen. Voor de leaf area index (LAI) van de loofbomen en naaldbomen zijn respectievelijk de gemiddelde LAI-waardes van gematigde bladverliezende bossen en gematigde naaldbossen, afkomstig van Asner et al. (2003), gebruikt. Voor de bladverliezende bomen is echter het gemiddelde genomen van deze waarde en nul, omdat bladverliezende bomen ongeveer gedurende de helft van het jaar geen bladeren dragen en in deze periode dus een LAI gelijk aan nul hebben. Hetzelfde principe is toegepast voor de gap fractie van loofbomen. In het onderzoek van Verbeeck et al. (2013) werd voor zowel loof- als naaldbomen een gap fractie van 0,1 aangehouden, wat aannemelijk is. Voor bladverliezende bomen werd er echter ook gesproken over een gap fractie wanneer de bladeren niet aan de boom hingen, deze was 0,69. Daarom is voor bladverliezende bomen het gemiddelde genomen van beide waardes met 0,4 als resultaat.

In de tool werd een gemiddelde genomen van de verschillende grootteklassen.

Over de drainagehoogte (= bovenste hoogte van een waterhoudend lichaam of structuur dat geen water bevat en dus dienst doet als buffer tegen overstroming van dat waterlichaam of structuur) van open water zijn geen cijfers bekend, daarom is als waarde momenteel 3 cm gekozen.

De retentievoëfficiënten uit Tabel 21 zijn berekend volgens onderstaande formule, waarin RC staat voor retentievoëfficiënt en ROC voor runoffcoëfficiënt:

$$RC = 1 - ROC$$

6.3.3. MONETAIRE WAARDERING

De baten van een verbetering van waterretentie hebben betrekking op het vermijden van maatschappelijke kosten m.b.t. de afvoer van hemelwater van verharde oppervlaktes. We onderscheiden hierbij verschillende soorten van kosten, afhankelijk van de situatie.

- a) Kosten voor afvoer hemelwater: Als de afstroming van hemelwater van verharde oppervlaktes wordt afgevoerd via de riolering leidt dit tot kosten voor investering en onderhoud van riolering, wat zich vertaalt in hogere bijdragen via de integrale waterfactuur om deze kosten te dekken.
- b) Zuiveringskosten: Komt het water terecht in zuiveringsstations, dan leidt dit verder tot extra kosten m.b.t. verhoogde volumes voor behandeling. Verdunning van afvalwater leidt ook tot lagere zuiveringsrendementen.
- c) Kosten voor overstromingen: Wordt dit verder afgevoerd via beken en waterlopen dan leidt dit mogelijk tot bijkomende overstromingen stroomafwaarts of kosten van maatregelen om deze overstromingen te vermijden.
- d) Overstorten: Bij piekafvoeren kan niet-geïnfiltreerde water leiden tot extra overstorten van afvalwaters, met mogelijk ecologische schade tot gevolg en extra kosten om dit te vermijden of te compenseren.

Het zou per geval een gedetailleerde studie vergen om het effect van kleine veranderingen in afgevoerde volumes op de kosten te schatten. In veel gevallen zal het effect verwaarloosbaar zijn, omdat de kosten voor investeringen en onderhoud grotendeels vast zijn. Als beperking van afvoer echter extra uitbreidingsinvesteringen kan vermijden, dan zijn de baten heel hoog. We kunnen geen

rekening houden met de specifieke context, maar kunnen wel een idee geven van de gemiddelde omvang van deze vermeden kosten.

- a) Voor vermeden kosten voor riolering baseren we ons op de jaarlijkse bijdrage die burgers betalen voor de financiering van afvoer van afval- en hemelwater, zoals deze nu geïnd wordt via de integrale waterfactuur en het aandeel voor afvoer hemelwater in deze bijdrage. De bijdrage voor afvoer (gemeentelijke saneringsbijdrage) is gemiddeld 1,15 €/m³ drinkwater (cijfers voor 2012 (VMM, 2014)). Dit cijfer moeten we interpreteren als een minimum schatting voor deze kosten, maar het is het best beschikbare cijfer.
Deze kost wordt enkel berekend op het volume verbruikt drinkwater. Dit volume vertegenwoordigt ongeveer één derde van het totale volume dat wordt afgevoerd via de riolering. De kost voor afvoer van 1 m³ water wordt dus voor Vlaanderen geschat op 33% van deze bijdragen (Van Dijk Management, 2010; Agro-business-consultancy, 2008). Samengevat kunnen we de vermeden jaarlijkse kosten voor riolering dus schatten op 0,38 €/m³.
- b) Als hemelwater wordt afgevoerd naar waterzuiveringsstations heeft dit effect op de te behandelen volumes, maar niet op de vuilvrachten. Het leidt tot extra kosten voor bijvoorbeeld het oppompen van water en mogelijk tot extra kosten m.b.t. de dimensionering van installaties. In de analyse van de kosten van waterzuivering in Vlaanderen (bovengemeentelijke saneringskosten) worden de kosten die te maken hebben met het extra volume hemelwater dat wordt gezuiverd ingeschat op 16% van de totale kosten of omgerekend 0,14 €/m³ (Van Dijk Management, 2010).
- c) Verhoogde infiltratie stroomopwaarts is één van de nodige maatregelen om risico's op overstromingen stroomafwaarts te beperken. Als dit gepaard gaat met tijdelijke berging van hemelwater bij piekafvoeren, zijn de baten groter. De omvang van het risico hangt sterk af van de specifieke context, en is moeilijk te begroten in algemene kengetallen.
- d) Vermeden kosten m.b.t. beperken van overstorten kunnen we niet schatten op basis van de beschikbare informatie.

Conclusie: we kunnen de totale vermeden kosten dus inschatten op 0,52 €/m³.

Dit cijfer komt overeen met 25 % van de bijdragen die gezinnen betalen voor afvoer en sanering van hun afvalwater. Deze verhouding is vergelijkbaar met informatie voor Duitsland en Nederland, waar de kosten voor afvoer van hemelwater worden geschat op 30% tot 50% van de totale kost voor afvoer en zuivering (Dudey, 2011, CIW, 1999).

6.3.4. BRONNEN

Agro-business-Consultancy (2008) Kostentoerekening van bovengemeentelijke saneringskosten in Vlaanderen, Studie uitgevoerd in opdracht van VMM, 2008

Asner, G., Scurlock, J.M.O. & Hicke, J.A. (2003). *Global synthesis of leaf area index observations: implications for ecological and remote sensing studies*. Global Ecology & Biogeography 12: 191-205.

Brabers, L. (2014). *De biodiversiteitstoets: wetenschappelijk rapport*. Leuven.
<http://www.biodiversiteitstoets.be>

CIW (1999), 'Financiering Zuiveringsbeheer, Voorstel voor een nieuwe heffingsmaatstaf en bouwsteen in de discussie rond de financiering van het waterbeheer,' 87 p.

De Nocker, L., Broekx, S. (2012) Onderzoek naar een uniforme tariefstructuur voor leidingwaterproductie en –levering in Vlaanderen, Studie uitgevoerd in opdracht van: Dienst Reguleringsinstantie, Vlaamse Milieumaatschappij, Vito, RMA, december 2012

Dudey, J. (2011) Financing of wastewater drainage and treatment in Germany, presentatie op Vlaro, 2011.

Keeley, M. (2011). The Green Area Ratio: An Urban Site Sustainability Metric. Journal of Environmental Planning and Management 54 (7): 937–958.

Verbeeck, K., Van Rompuy, R., Hermy, M., Van Orshoven, J. (2013). Infiltrating into the paved garden – a functional evaluation of parcel imperviousness in terms of water retention efficiency. Journal of Environmental Planning and Management.

Van Rompay, R., Verbeeck, K., Van Orshoven, J., Hermy, M. (2012). Masterproef: Ecologische efficiëntie van percelen in stedelijke gebieden. KU Leuven.

6.3.5. UITGANGSPUNTEN

Voor het bepalen van de run-off coëfficiënten hebben we op basis van de literatuur vereenvoudigingen moeten maken zodat de gebruiker niet teveel detailinformatie nodig heeft. zie onder kwalitatieve en kwantitatieve waardering

6.3.6. TE GEBRUIKEN CIJFERS

Een overzicht van de kwalitatieve score en de retentievoëfficiënten voor de standaard indeling in groenmaatregelen wordt opgesteld in Tabel 20. Tabel 21 geeft meer detail over de gemaakte assumpties en oorsprong van deze cijfers.

Om van retentievoëfficiënten tot een volume te komen worden de percentages gecombineerd met een gemiddelde jaarlijkse neerslaghoeveelheid. Jaarlijks meet men gemiddeld 880 mm water in Laag- en Midden-België of 0,88 m³ per m² (KMI, 2014).

Belangrijk hierbij is dat de impact van retentie op een specifieke locatie niet los kan gezien worden van de ruimtelijke context. Retentie heeft slechts een maatschappelijke meerwaarde als vermeden wordt dat water direct afgevoerd wordt via riolering en verharde oppervlakte naar een waterloop. Zo kan een bepaald gedeelte van een plein volledig verhard zijn, maar hoeft dit niet noodzakelijk negatief te zijn indien het water afstroomt richting volle grond bijvoorbeeld. In die zin is het belangrijk dat een gebruiker op de juiste manier omgaat met de opgestelde kengetallen.

Voor de monetaire waardering kan men gebruik maken van de volgende formule:

Waarde = gemiddelde RC studiegebied x 0,88 m³ per m² per jaar x oppervlakte studiegebied dat oorspronkelijk direct afloopt naar riolering of waterloop x 0,52€/m³

Tabel 20: Kwalitatieve waardering impact groenmaatregelen op retentie en gemiddelde retentiecoëfficiënt RC

Hoofdcategorieën	Verhardings- en groenmaatregelen	Score	RC (%)
Groendaken	Extensief groendak	6	58%
	Semi-intensief groendak	7	70%
	Intensief groendak	8	81%
Verhardingen	Gesloten verharding	1	2%
	semi verharding (gebroken fracties, Houtsnippers/boomschors, grond)	2	70%
Water en vochtige/natte groenvormen,	Water	10	100%
	Natte groenvormen (Oeverzone en plas-dras, wadi's)	9	90%
Open (droge) groenvormen	Naakte bodem	7	70%
	Bloemenweide en kruidachtigen	10	100%
	Grasveld en perkplanten	7	72%
	Heide	10	100%
	Privé-tuinen	9	90%
Struiken, hagen en houtkanten	Volkstuinen	9	90%
	Andere agrarische vormen	9	90%
Bos		8	78%
	Loofbos	10	100%
	Naaldbos	10	100%
	Gemengd bos	10	100%
	Mantel- en zoomvegetatie (bosrand)	10	100%
Stadsbomen	loofbomen	5	51%
	naaldbomen	6	59%
	gemengde bomen	5	55%
	boomgaard	5	51%
Gevels en muren (m ²)		2	18%
Bebouwde oppervlakte		0	1

Tabel 21: Runoff- en Retentiecoëfficiënten van een aantal relevante oppervlaktetypes en de variabelen die de grootte hiervan bepalen.

Hoofdtype oppervlakte	Subtype oppervlakte	ROC	RC	Variabele(n)	Gebruikte waarden (respectievelijke volgorde t.o.v. kolom variabelen)
Conventioneel dak	Gravel	0,75	0,25		
	glas/zonnepaneel	1,00	0,00		
	bitumen/leisteel/dakpan	0,81	0,19	Hellingshoek (°), oriëntatie	0°; Gemiddelde van de oriëntatieconstanten
Extensief groendak	Extensief groendak	0,42	0,58	Substraat diepte (cm), hellingshoek (°)	7 cm; 0°
Intensief groendak	Intensief groendak	0,19	0,81	Substraat diepte (cm), hellingshoek (°), vegetatiebedekking (%)	20 cm; 0°; 75%
Open verharding	Open verharding	0,30	0,70		
Half-gesloten verharding	Niet-groene klinkerverharding	0,65	0,35		
	Groene verharding	0,54	0,46		
Gesloten verharding	Gesloten verharding	0,98	0,02		
Gazon	Jonge gazon (<10 jaar)	0,42	0,58	Vegetatiebedekking (%)	
	Oude gazon (>10 jaar)	0,28	0,72	Vegetatiebedekking (%)	Gemiddelde van de bedekkingsconstanten gekoppeld aan vegetatiebedekkingsklassen 50-75% en 75-100%
Border	Bladverliezende border	0,34	0,66	Vegetatiebedekking (%)	
	Altijd-groene border	0,26	0,74	Vegetatiebedekking (%)	
Groene gevel	Groene gevel	0,82	0,18	Oriëntatie	Gemiddelde van de oriëntatieconstanten
Struik (<1,5m)	Bladverliezende struik	0,22	0,78		
	Altijdgroene struik	0,19	0,81		
Boom (>1,5)	Bladverliezende boom 1 ^e grootte	0,74	0,26		11,36 m; 2,65; 0,4
	Bladverliezende boom 2 ^e grootte	0,86	0,14		4,78 m; 2,65; 0,4
	Bladverliezende boom 3 ^e grootte	0,89	0,11	Kroon diameter (m), LAI (%), gap fractie (%)	3,17 m; 2,65; 0,4
	Bladhoudende boom 1 ^e grootte	0,53	0,47		11,36 m; 6,91; 0,2
	Bladhoudende boom 1 ^e grootte	0,65	0,35		4,78 m; 6,91; 0,2
	Bladhoudende boom 1 ^e grootte	0,68	0,32		3,17 m; 6,91; 0,2
Open water	Met drainagehoogte > 5cm	0,00	1,00		
	Met drainagehoogte < 5cm	0,43	0,57	Drainagehoogte	
Tuin	Tuin	0,00	1,00		

(Bewerkt van Verbeeck et al., 2013)..ROC staat voor runoff coëfficiënt (%), RC staat voor retentiecoëfficiënt (%). De retentiecoëfficiënt kan gebruikt worden als wegingsfactor en is telkens berekend uit de runoff coëfficiënt. In de rechterkolom staan de waarden van de variabelen die gebruikt zijn voor het berekenen van de runoff coëfficiënten. Voor meer informatie over de mogelijke waarden van de variabelen wordt verwezen naar de paper van Verbeeck et al.

6.3.7. VERTALING NAAR EEN INDICATOR

Het water dat extra wordt geïnfiltreerd zorgt er enerzijds voor dat wateroverlast wordt vermeden en vult anderzijds oppervlaktewater en grondwater aan. We vertalen de cijfers naar het aantal personen dat deze hoeveelheid water gebruikt.

Het gemiddeld waterverbruik van een gemiddeld Vlaams huishouden = $452,5 \text{ m}^3/\text{jaar}$

6.3.8. EEN VOORBEELD

We veronderstellen een verhard plein van 100 m^2 waar het regenwater rechtstreeks naar de riolering afstroomt. De gemeente beslist om 5 bloemenperken aan te leggen. Elk vak is ongeveer 4 m^2 .

Kwalitatieve waardering

Bloemenperken scoren 7 op infiltratie.

Het water dat hierin infiltreert kan niet meer aflopen naar de riolering.

Gemiddeld heeft het project 1,6 punten extra ten opzichte van het volledig verharde plein ($(8 \times 5 \times 4 \text{ m})/100 \text{ m}^2$)

Kwantitatieve waardering

Voor het verharde plein is de retentievoëfficiënt 1

De bloemenperken hebben een RC van 72

Infiltratie = gemiddelde RC studiegebied $\times 0,8 \text{ m}^3$ per m^2 per jaar $\times$ oppervlakte studiegebied dat anders direct afloopt naar riolering of waterloop

Infiltratie van het verharde plein = $0,01 \times 0,88 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times 100 \text{ m}^2 = 0,88 \text{ m}^3/\text{jaar}$

Infiltratie na de groenmaatregelen = $(0,01 \times 80 \text{ m}^2 + 0,72 \times 20 \text{ m}^2) \times 0,88 \text{ m}^3/\text{m}^2 = 13,38 \text{ m}^3/\text{jaar}$

Monetaire waardering

De extra monetaire waarde voor de ecosysteemdienst infiltratie bedraagt $(13,38 \text{ m}^3/\text{jaar} - 0,88 \text{ m}^3/\text{jaar}) \times 0,52 \text{ €/m}^3 = 6,50 \text{ €/jaar}$

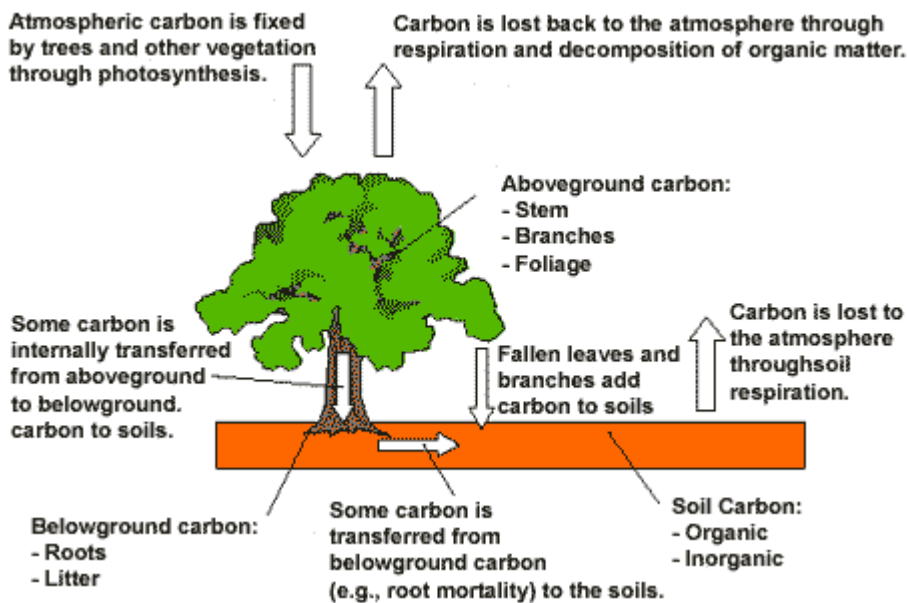
6.4. REGULEREN VAN DE FYSISCHE, CHEMISCHE EN BIOLOGISCHE OMGEVING

6.4.1. MONDIALE KLIMAATREGULATIE: KOOLSTOFOPNAME DOOR BIOMASSA EN BODEM

→ Beschrijving

Planten zetten CO_2 om in biomassa. Dat proces noemt men fotosynthese. CO_2 is een belangrijk broeikasgas, dat vrijkomt bij de verbranding van fossiele brandstoffen. CO_2 levert een belangrijke bijdrage aan de klimaatopwarming. Om die reden wordt CO_2 -opname (of: koolstofopname) gezien als een ecosysteemdienst. Hoe meer atmosferische koolstof wordt vastgelegd in biomassa, en vervolgens in de bodem, hoe minder deze kan bijdragen tot klimaatopwarming.

In volgende figuur worden de belangrijkste processen visueel voorgesteld.



Figuur 24: Processen CO₂-opname, Bron: US Environmental Protection Agency (EPA)

Uit de figuur blijkt dat er zowel processen zijn die CO₂ opnemen uit de atmosfeer, als processen die CO₂ vrijgeven aan de atmosfeer.

Het resultaat is een koolstofvoorraad:

- In bovengrondse biomassa
- In ondergrondse biomassa (wortels)
- In de bodem (organisch en mineraal)

De grootste koolstofvoorraad is wereldwijd aanwezig in de bodem. Het aanvullen van de koolstofvoorraad (=koolstofopname) in de bodem gebeurt door alle types vegetatie. Wel vergen sommige vegetatietypes (b.v. gazon) voor hun onderhoud meer uitstoot van fossiele brandstoffen dan andere (b.v. bos). Daardoor kan de netto koolstofopname verminderen of zelfs negatief worden.

Bodems onder natuurlijke ecosystemen vertonen doorgaans grotere koolstofvoorraden dan deze onder intensief landgebruik. De koolstofvoorraden zijn groter in bosbodems en permanent grasland dan in bodems van tijdelijk grasland of akkerbodems. Bij permanent grasland neemt de koolstofvoorraad toe, terwijl bij akkerbouw en tijdelijk grasland de koolstofvoorraad afneemt. Vooral moerassen en historische veenbodems bezitten grote hoeveelheden koolstof. Voor urbane gebieden is de koolstofvoorraad in de bodem erg variabel en onzeker. Bij urbanisatie wordt namelijk vaak de bovenste, meest koolstofrijke bodemlaag afgegraven.

Voor de koolstofvoorraad in biomassa zijn bomen het meest betekenisvol. **In steden bevindt 97% van de koolstof in biomassa zich in bomen (Davies, 2011).** De koolstof opgeslagen in bomen is voor langere tijd uit de atmosfeer gehaald, in tegenstelling tot meer kortlevende vegetaties. Indien gekapte bomen een tweede leven krijgen b.v. als timmerhout, blijft de koolstofvoorraad nog lang intact.

Het is van belang te weten dat na enige tijd (decennia) een evenwichtstoestand optreedt, waardoor er netto geen koolstof meer wordt opgenomen door een ecosysteem (b.v. een oud bos). Onze rekenmethodes houden daar geen rekening mee. Enerzijds omdat daarover in de literatuur heel weinig informatie te vinden is, anderzijds omdat we veronderstellen dat in een stad oude bossen of oude permanente graslanden of andere koolstofrijke vegetatietypes zeldzaam zijn.

Mondiale klimaatregulatie is een dienst die niet lokaal geleverd moet worden. De baten van de dienst zijn globaal, in tegenstelling tot de baten van sommige andere ecosysteemdiensten. Ecosysteemdiensten die lokaal geleverd moeten worden, hebben in een stad een hoge waarde. Dat is het gevolg van een grote vraag en een klein aanbod. Een voorbeeld is de dienst 'Nabijheid en toegankelijkheid van groen'. Bijgevolg zal mondiale klimaatregulatie door koolstofopname zeker in een stedelijke context niet als de meest belangrijke dienst beschouwd kunnen worden. Wegens de beperkte oppervlakte groen in een stad zal de totale koolstofopname klein zijn vergeleken met de totale CO₂-uitstoot. Toch is het wel nuttig om de ecosysteemdienst koolstofopslag in stadsvegetatie te waarderen. Het relatieve belang zal toenemen in de tijd, naarmate de klimaatopwarming een groter probleem wordt.

De aanplant van bomen in een stad is op zichzelf geen kostenefficiënte maatregel om koolstofopname te realiseren (Kovacs, 2013). Het planten en onderhouden van een bos is goedkoper dan het planten en onderhouden van bomen in de stad. Op hun beurt zijn bomen in een park kostenefficiënter dan straatbomen.

CO₂-opname door vegetatie is niet de enige factor die het globaal klimaat beïnvloedt. Groendaken bijvoorbeeld isoleren goed en geven daardoor aanleiding tot minder CO₂-uitstoot voor verwarming en koeling. De rekenmethodes houden daar (nog) geen rekening mee.

Benodigde informatie:

- Oppervlakte per groenvorm (uitgezonderd bomen; indien onder de bomen een andere vegetatie voorkomt, wordt die oppervlakte wel meegenomen)
- Aantal bomen per diameterklasse

→ **Kwalitatieve waardering**

We hanteren een schaal van 0 tot 10 om groenvormen te scoren op koolstofopslag. In deze schaal komt tot uiting dat:

- Bomen het hoogst scoren in koolstofopname
- Hoe dikker de bomen, hoe meer koolstofopname
- Ook lage/laagblijvende vegetaties nemen koolstof op, weliswaar minder dan bomen (bij gelijke oppervlakte)

De scores zijn een interpretatie van de kwantitatieve waardering.

Er dient opgemerkt te worden dat er weinig concrete gegevens in de literatuur te vinden zijn. De kennis is nog ontoereikend voor de stedelijke context. Enkel voor bomen is er veel data te vinden.

→ **Kwantitatieve waardering**

Voor de kwantitatieve waardering zijn we vertrokken van de masterthesis “Vegetatievariatie op extensieve groendaken en efficiëntie van koolstofopslag in de stad” van Nelle Thyssen (KUL, 2011). De cijfers zijn tot stand gekomen door middel van een literatuurstudie. Echter we hebben enkele zaken vereenvoudigd, namelijk waar andere literatuur de gebruikte tegensprekt, of waar we het gevoel hebben dat de onzekerheid groter is dan de gebruikte waarden.

→ **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.

→ **Uitgangspunten**

Voor de berekeningen gaan we uit van het volgende:

- Koolstofvoorraden in stadsbodems zijn dermate onzeker en variabel in ruimte en tijd, dat we er geen rekenmethode voor op kunnen maken. In ongestoorde niet-afgegraven bodems kan een aanzienlijke koolstofvoorraad aanwezig zijn. In de mate van het mogelijke dient vermeden te worden dat de bodemkoolstofvoorraad in de atmosfeer terecht komt. Bij het wijzigen of verwijderen van groenvormen kan daar aandacht aan geschonken worden. Echter in de rekentool worden deze voorraden niet meegenomen.
- Koolstofvoorraden in biomassa: we weten dat de koolstofvoorraad in bomen meer dan 97% van de totale voorraad betreft. Deze koolstofvoorraad is niet aanwezig in de atmosfeer en draagt dus niet bij tot het broeikaseffect. Om die reden nemen we die voorraad niet mee in de berekeningen. Zoals in het voorgaande, moet men trachten te vermijden dat de koolstofvoorraad in de atmosfeer terecht komt bij het kappen van de bomen.
- Voor koolstofopname (aanvulling van de koolstofvoorraad) brengen we behalve bomen ook andere vegetatietypes in rekening. Hoewel de bijdrage misschien relatief klein is, willen we toch aangeven dat een laagblijvende vegetatie te verkiezen is boven helemaal geen vegetatie, voor wat de ecosysteemdienst koolstofopslag betreft. We verwachten dat er de komende jaren meer accurate gegevens beschikbaar komen over de koolstofopname door verschillende vegetatietypes.

Tabel 22: Veronderstellingen (gebaseerd op Thyssen, 2011) voor extrapolatie van resultaten naar andere groenvormen:

Perceelselement	Samenvatting
Niet-begroeide oppervlaktes	Vaste waarde (0)
Grasland	Vaste waarde per oppervlakte
Borders	= grasland
Struiken	Vaste waarde per oppervlakte
Bomen	Waarde per stuk, afhankelijk van diameterklasse
Houtige gevelbegroening	= struiken
Intensieve groendaken	= 20% struiken, 50% grasland, 30% verzegeld (+ eventueel bomen)
Extensieve groendaken	= grasland
Vijvertjes	Vaste waarde (0)

→ Bronnen

Davies, Z.G., Edmondson, J.L., Heinemeyer, A., Leake, J.R., Gaston, K.J. (2011) Mapping an urban ecosystem service: quantifying above-ground carbon storage at a city-wide scale. *J. Appl. Ecol.* 48 (5), 1125–1134.

Gómez-Baggethun, E., Gren, Å., Barton, D., Langemeyer, J., McPhearson, T., O'Farrell, P., Andersson, E., Hamstead, Z., Kremer, P. (2013) *Urban Ecosystem Services, Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities A Global Assessment*, Chapter 11, Springer

Hop, M., Hiemstra, J. (2013) *Ecosysteemdiensten van groene daken en gevels. Een literatuurstudie naar diensten op het niveau van wijk en stad*, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, onderdeel van Wageningen UR.

Kampelmann, S. (2014) Urban ecosystem services: literature review and operationalization for the case of Brussels, Working paper, ULB.

Kovacs, K., Haight, R., Jung, S., Locke, D., O'Neil-Dunne, J. (2013) The marginal cost of carbon abatement from planting street trees in New York City, *Ecological Economics* 95 1-10, Elsevier.

Lesschen, J. P., Heesmans, H., Mol-Dijkstra, J., van Doorn, A., Verkaik, E., van den Wyngaert, I., Kuikman, P. (2012) Mogelijkheden voor koolstofvastlegging in de Nederlandse landbouw en natuur, Alterra-rapport 2396, Alterra Wageningen UR

Lettens, S., Demolder, H. , Van Daele, T. (2014) Ecosysteemdienst regulatie van het globaal klimaat, Natuurrapport hoofdstuk 24, INBO.R.2014.1993545, INBO.

Nowak, D. (1994) Atmospheric carbon dioxide reduction by Chicago's urban forest. In: McPherson E., Nowak D. & Rowntree R. (eds.) *Chicago's urban forest ecosystem: results of the Chicago urban forest climate project*. USDA Forest Service General Technical Report NE-186, Radnor, PA. p. 83-94

Thyssen, N. (2011) Vegetatievariatie op extensieve groendaken en efficiëntie van koolstofopslag in de stad, Masterproef voorgedragen tot het behalen van de graad van Master in de bio-ingenieurswetenschappen: bos- en natuurbeheer, KULeuven.

Van De Vreken, Ph., Gobin, A., Merckx, R. (2014) Carbon sequestration in maize and grass dominant cropping systems in Flanders, *Geophysical Research Abstracts* Vol. 16, EGU2014-8065.

→ Te gebruiken cijfers

Tabel 23: Kwalitatieve waardering impact groenmaatregelen op koolstofopslag

Hoofdcategorieën	Verhardings- en groenmaatregelen	Score	kg C/m ² (laag)	kg C/m ² (hoog)
Groendaken	Extensief groendak	2	0.05	0.4
	Semi-intensief groendak	4	0.4	0.74
	Intensief groendak	6	0.45	0.79
Verhardingen	Gesloten verharding	0	0	0
	Grasdallen groene voegen/geperforeerde betonplaten	0	0	0
	semi verharding (gebroken fracties, Houtsnippers/boomschors, grond)	0	0	0
Water en vochtige/natte groenvormen,	Water	0	0	0
	Natte groenvormen (Oeverzone en plas-dras, wadi's)	1	0.025	0.2
	Naakte bodem	0	0	0
Open (droge) groenvormen	Bloemenweide en kruidachtigen	2	0.05	0.4
	Grasveld en perkplanten	1	0.025	0.2
	Heide	2	0.05	0.4
	Privé-tuinen	2	0.05	0.4
Struiken, hagen en houtkanten Bos	Volkstuinen	2	0.05	0.4
	Andere agrarische vormen	2	0.05	0.4
		2	0.05	0.4
	Loofbos	10	0.79	1.18
	Naaldbos	10	0.79	1.18
	Gemengd bos	10	0.79	1.18
	Mantel- en zoomvegetatie (bosrand)	4	0.4	0.74
Stadsbomen	loofbomen	7	0.55	0.94
	naaldbomen	8	0.0.74	1.08
Gevels en muren (m ²) Bebouwde oppervlakte	gemengde bomen	9	0.0.77	1.13
	boomgaard	10	0.79	1.18
		2	0.05	0.4
		0	0	0

legende: score 10 opname van 0.79 - 1.18 kg C per jaar per m²; 8 0.74 - 1.08kg; 6 0.45 - 0.79kg; 4 0.40 - 0.74kg; 2 0.05 - 0.40kg; 0 < 0.05kg

Tabel 24: Gebruikte waarden om opslag per boom te berekenen.

Diameterklasse*	Koolstofopslag per stuk	Oppervlakte kroonprojectie	Koolstofopslag per oppervlakte
DBH 0-7 cm	1 kgC jaar ⁻¹	10 m ²	0,1 kgC m ⁻² jaar ⁻¹
DBH 7-15 cm	4 kgC jaar ⁻¹	10 m ²	0,4 kgC m ⁻² jaar ⁻¹
DBH 16-30 cm	9 kgC jaar ⁻¹	25 m ²	0,36 kgC m ⁻² jaar ⁻¹
DBH 31-46 cm	18,5 kgC jaar ⁻¹	25 m ²	0,74 kgC m ⁻² jaar ⁻¹
DBH 47-61 cm	34 kgC jaar ⁻¹	50 m ²	0,68 kgC m ⁻² jaar ⁻¹
DBH 62-76 cm	54 kgC jaar ⁻¹	50 m ²	1,08 kgC m ⁻² jaar ⁻¹
DBH > 77 cm	91 kgC jaar ⁻¹	100 m ²	0,91 kgC m ⁻² jaar ⁻¹
Veelstammige boom/struik > 3m	4 kgC jaar ⁻¹	25 m ²	0,16 kgC m ⁻² jaar ⁻¹

*DBH = diameter op borsthoogte (Nowak, 1994; Thyssen, 2011)

Tabel 25: gebruikte waarden voor de monetaire waardering van C-opslag.

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

Gemiddeld nemen we als lage waarde 100 €/jaar per ton C en als hoge waarde 366 €/jaar per ton C.

→ 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 monetaire waardering van de dienst
- 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

Op een braakliggend terrein aan de rand van de stad wordt een stadsbos aangelegd van 20 ha. Het bos zal uitgroeien tot een loofbos.

Kwalitatieve waardering

Het braakliggende terrein was deels begroeid met grassen en ruigten. Dit heeft een score 2. Een loofbos heeft een score 10. Er is dus een verbetering met 8 punten.

Kwantitatieve waardering

Ruigtes slaan tussen de 0,05 en 0,4 kg C op per m². In totaal wordt er tussen de 10000kg/jaar (0,05 kg/m².jaar x 200.000 m²) en 80000 kg/.jaar (0,4kg/m².jaar x 200.000 m²) opgeslagen.

Het loofbos slaat tussen de 0,79 en 1,18 kg/m².jaar op. In totaal wordt er dan tussen de 158000 kg/jaar (0,79 kg/m².jaar x 200.000 m²) en 236000 kg/jaar (1,18 kg/m².jaar x 200.000 m²) opgeslagen.

Dit is een extra koolstofopslag van 148000kg/jaar lage schatting en 156000 kg/jaar hoge schatting.

Monetaire waardering

De koolstofopslag in het bos zorgt voor vermeden kosten tussen 1480 €/jaar (148000kg/jaar/10000 x 100€/ton) en 5710 €/jaar (156000kg/jaar/10000*366€/ton)

6.4.2. LOKALE KLIMAATREGULATIE: VERKOELEND EFFECT VAN GROEN

→ Beschrijving

In de stad is het gemiddeld veel warmer dan op het platteland, we spreken hierbij van een stedelijk hitte-eiland (SHE) effect. Dit fenomeen doet zich voornamelijk 's avonds en 's nachts voor tijdens de zomermaanden. In Antwerpen bijvoorbeeld bedraagt de grootte van het SHE 's nachts tijdens de zomer gemiddeld 3,5°C, met pieken tot 8 à 9 °C op sommige warme dagen (Lauwaet et al., 2013). De eigenschappen van een stad zorgen er niet enkel voor dat de temperatuur er 's avonds en 's nachts hoger blijft, ook overdag ondervinden mensen buitenshuis een hogere warmtebelasting in steden. De zon warmt immers de straten, gebouwen en objecten in steden sterk op (makkelijk tot 40°C en meer, zelfs op niet zo warme dagen). Typisch ligt de oppervlaktetemperatuur van het stedelijk weefsel een 15-tal °C hoger dan in groene gebieden op een zonnige zomerdag. Door de hoge oppervlaktetemperaturen van deze materialen zal de door hen uitgezonden warmtestraling sterk toenemen en een extra stralingsbelasting creëren die duidelijk voelbaar is in een stad.

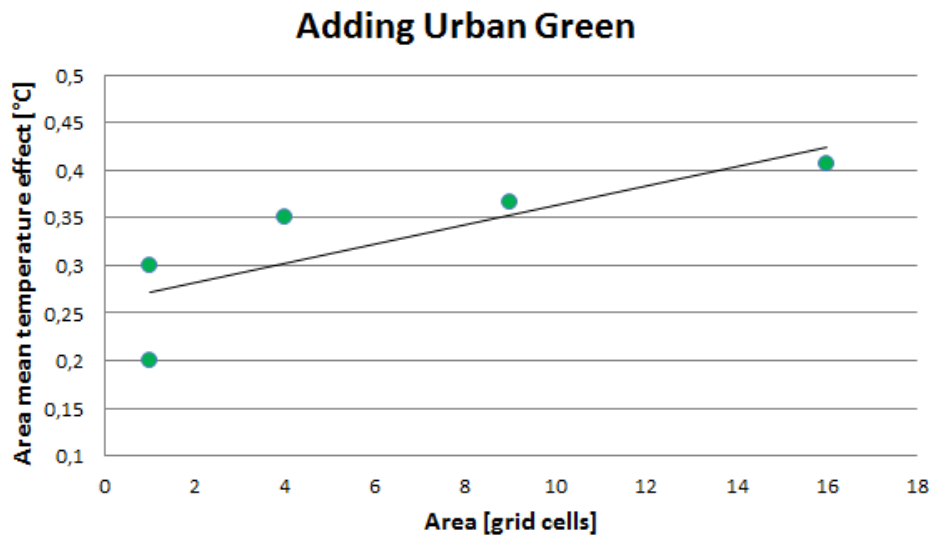
Hoge temperaturen in steden hebben een belangrijke negatieve impact op de gezondheid van de inwoners. De omgevingstemperatuur is immers één van de belangrijkste factoren die de nachtrust beïnvloeden. Hitte verstoort het slaappatroon en aangezien alle mensen nood hebben aan slaap, kan de totale negatieve impact hiervan groot zijn. Uit cijfers blijkt dat er duidelijk meer ziekenhuisopnames zijn gedurende hittegolven. Wanneer deze opwarming langdurig is, kan dit leiden tot hitte-gerelateerde ziekten zoals krampen, flauwtes en beroertes. In extreme gevallen leidt dit zelfs tot een verhoging van de sterfte. Vooral de leeftijdsgroepen beneden 4 jaar en boven 65 jaar zijn kwetsbaar, omdat ouderen en jonge kinderen minder hitte-regulerende mechanismen hebben. Omwille van het stedelijk hitte-eiland effect zullen al deze negatieve effecten zich meer voordoen in steden: uit berekeningen van VITO blijkt dat het aantal hittegolfdagen volgens de normen van de FOD Volksgezondheid meer dan dubbel zo groot is in de stad Antwerpen als op het platteland rond de stad.

Vegetatie in stedelijke context kan het lokale klimaat aanzienlijk verbeteren dankzij 3 mechanismen: (1) het beperken van invallende zonnestraling door schaduwvorming; (2) door evapotranspiratie van de vegetatie: de verdamping vergt energie die dan niet meer gebruikt kan worden voor het opwarmen van het oppervlak en de lucht; (3) door te fungeren als windstopper, waardoor er op koude (winter)dagen minder warmteverliezen zijn.

→ Kwalitatieve waardering

Relevant stedelijk groen voor klimaatregulatie kan onderverdeeld worden in verschillende types (een park, grasplein, bomen in een straat, groendaken en gevelgroen). Idealiter wordt dit groen niet alleen geconcentreerd op enkele plekken, maar gespreid langs 'klimaatassen', die tevens een beter 'doorluchten' van de stad mogelijk maken en eventueel de stad verbinden met het meer koele ommeland. Uit metingen blijkt dat groene gebieden steeds koeler zijn dan andere urbane locaties (Harlan et al., 2006), maar dit effect blijft wel lokaal en heeft weinig tot geen impact op de temperaturen in nabijgelegen gebieden (Zoulia et al., 2009). Hoe groter het groengebied, hoe beter met andere woorden. Dit wordt bevestigd door simulaties die VITO heeft uitgevoerd in het kader van het Europese FP7 project NACLIM (www.naclim.eu), waaruit blijkt dat grotere parken een klein additoneel temperatuureffect hebben t.o.v. kleine parken (Figuur 25). Verder bleek uit de

resultaten van de hittekaartstudie (Lauwaet et al. 2013) dat schaduwvorming door bomen erg belangrijk is voor het beperken van de lokale hittestress overdag.



Figuur 25: Relatie tussen de oppervlakte van groengebieden in de stad en het ruimtelijk gemiddeld effect op de temperatuur tijdens de zomer. Het gaat hier om het absolute effect, groen brengt wel degelijk koeling.

Groendaken en groengevels hebben een bijkomend positief effect op de energiebehoefte van een gebouw, zeker wanneer het een airco-installatie gebruikt tijdens de zomer. Ook tijdens de winter zal een groendak voor extra isolatie zorgen, waardoor de energievraag zal dalen. Uit meetresultaten komt nog een extra voordeel van een groendak naar boven: de opbrengst van zonnepanelen op een groendak ligt 4% hoger dan op een gewoon dak door de koelende werking van het groendak (Architectura 2013). Een groendak vraagt uiteraard een serieuze investering (de kostprijs ligt ongeveer dubbel zo hoog als voor een gewoon dak), maar uit onderzoek blijkt dat een groendak langer meegaat omdat het minder afziet van extreme temperaturen. Een aandachtspunt is wel de nood aan water van het groendak, hetgeen in toekomstig warmere en drogere zomers een probleem kan vormen.

Ook waterpartijen kunnen ingezet worden om het klimaat in steden aangenamer te maken. Uit de wetenschappelijke literatuur blijkt wel dat water best in combinatie met vegetatie wordt ingezet, omdat vegetatie efficiënter het water evaporeert en ook voor belangrijke schaduweffecten kan zorgen (Coutts et al., 2013). Hoe gemakkelijker het water kan verdampen, hoe groter het verkoelend effect. Een spuitende fontein zal bv. voor meer verkoeling zorgen dan stilstaand water (Nishimura et al., 1998). Het significante effect op de luchttemperatuur is beperkt tot het windafwaartse gebied, ongeveer van dezelfde grootte als het waterobject zelf. Verder is het zo dat waterpartijen overdag wel voor verkoeling zorgen, maar 's nachts erg warm blijven vanwege hun hoge warmtecapaciteit.

Op basis van deze informatie hebben de verschillende groentypes een kwalitatieve score tussen 0 en 10 gekregen (Tabel 27).

→ Kwantitatieve waardering

Voor de kwantificering van de impact van stedelijk groen op het lokale klimaat kunnen we bouwen op de meetcampagne die VITO heeft uitgevoerd in Antwerpen tijdens de zomer van 2013 in het kader van de hittekaartstudie. Het stadspark kwam hierbij duidelijk naar voren als meest koele locatie in het stadcentrum. Op een warme zomeravond bleek de luchttemperatuur er 3°C lager te liggen dan in de nabije omgeving. Over een hele zomer bekeken was het stadspark 1°C koeler 's avonds en 's nachts (=30% van het SHE) en 0,5°C koeler overdag.

Omdat metingen van luchttemperaturen meestal beperkt zijn tot enkele locaties, wordt er in onderzoeken veel gebruik gemaakt van satellietbeelden, die gebiedsdekkende informatie op hoge resolutie verschaffen. Een satelliet meet echter enkel de oppervlaktetemperatuur van de aarde en niet de meer relevante luchttemperatuur, al is er wel een verband tussen beide. De temperatuurverschillen tussen stad en platteland zijn veel groter voor de oppervlaktetemperatuur (makkelijk 15°C op een zonnige zomermiddag) dan voor de luchttemperatuur. Ook in de studie van VITO voor Antwerpen werd gebruik gemaakt van satellietbeelden, waaruit bleek dat de oppervlaktetemperatuur in het stadspark 15°C lager lag (=100% van het SHE) dan in de stedelijke omgeving op een warme zomerdag.

Deze cijfers komen goed overeen met de resultaten van internationaal wetenschappelijk onderzoek. Wat betreft de oppervlaktetemperaturen vonden Gill et al. (2007) in een studie voor Manchester dat deze in het stadcentrum 13°C hoger lagen dan in een nabijgelegen bos op een warme zomerdag. Uit een gevoeligheidsanalyse bleek dat een toename van 10% van de hoeveelheid groen in de stad de oppervlaktetemperaturen met 4°C zou verlagen, terwijl een afname van het groen met 10% het omgekeerde effect zou hebben.

Wat betreft de luchttemperaturen vonden Fallmann et al. (2013) dat de inplanting van een park in Stuttgart lokaal tot 1,5°C verkoeling brengt. Het inplanen van 1 groot park bleek ook net iets efficiënter te zijn dan het inplanen van verschillende kleine parkjes met dezelfde totaaloppervlakte. Schubert et al. (2013) bestudeerden een potentiële vergroening van Berlijn. Zij kwamen tot de conclusie dat 15% vergroening overeenkomt met een temperatuurdaling van gemiddeld 0,5°C tijdens de zomer.

Coutts et al. (2013) schatten in dat open water windafwaarts een verkoelend effect van 1-2°C brengt. Stromend water van grote rivieren, zoals de Schelde, blijken nog efficiënter te zijn: daarbij werd aan de oever een koeling van 3-5°C gemeten. Voor waterrijke grasgebieden werd een verkoelend effect van 0,5-1°C gerapporteerd. Nishimura et al. (1998) meldden dat het verkoelend effect van een spuitende fontein in Tokyo 1-2°C verkoeling gaf in de nabijgelegen windafwaartse zone. Het effect bleek duidelijk groter te zijn wanneer de fontein aan stond.

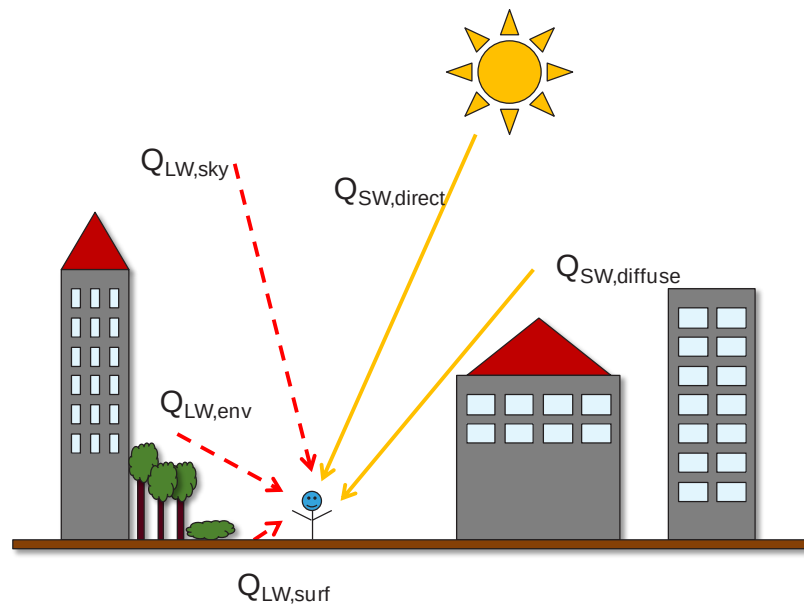
Op meer lokaal niveau onderzochten Gromke et al. (2014) het effect van bomenrijen, groengevels en groendaken op de luchttemperatuur in een straat met behulp van een Computational Fluid Dynamics (CFD) model met zeer hoge resolutie (1m). Op een warme dag bleken bomenrijen het meest efficiënt de straat te verkoelen, lokaal tot 1,5°C. Gevelgroen en groendaken bleken een beperkte winst van ongeveer 0,5°C op te leveren. De auteurs merkten op dat de effecten zich enkel in de buurt van het aangebrachte groen lieten voelen, dus een stad moet al op zeer grote schaal een dicht netwerk van vegetatie aanbrengen om een significante temperatuurdaling op stadsniveau te bekomen.

Ook Mathey et al. (2010) maakten gebruik van een dergelijk hoge resolutie CFD model om het effect van verschillende types van groen op de luchttemperaturen in Duitse steden te onderzoeken. Zij maakten een vergelijking tussen de groenvormen en een asfaltplein op het warmste moment van een hete zomerdag, wanneer het effect dus maximaal is. De verschillen in luchttemperatuur liepen op tot 2,4°C voor een groot park, en bedroegen gemiddeld 0,8°C voor meer open groene ruimtes met veel gras. Het strategisch inzetten van stedelijk groen in nieuw te ontwikkelen stadswijken zou de lokale opwarming kunnen beperken tot 0,5 à 1°C op de warmste momenten.

Groendaken en groengevels hebben naast een effect op de luchttemperatuur ook een isolerend effect. Niachou et al. (2001) maten de impact van een groendak op de binnenhuis temperatuur in een kantoorgebouw in Athene. Het dak bleek het aantal uren dat de temperatuur boven 30°C opliep te reduceren met 13%. Jaffal et al. (2012) modelleerden het effect van een groendak op een standaard gezinswoning en vonden een koelend effect van gemiddeld 2°C tijdens een warme zomer. Het moet wel gezegd dat het effect van het dak kleiner werd naarmate de isolatie van het dak beter was. Een iets kleiner effect werd gevonden door Parizotto en Lamberts (2011), die een reductie van gemiddeld 0.5-1°C maten tijdens een warme week in een Braziliaanse woning. Tot slot bestudeerden Virk et al. (2014) het effect van een groendak met behulp van gedetailleerde modelsimulaties voor een slecht geïsoleerd kantoorgebouw in Londen. Het aantal uren dat de temperatuur boven een bepaalde drempelwaarde kwam, werd gereduceerd met maar liefst 63%! Het effect was wel een heel stuk kleiner (30%) wanneer het dak wel goed geïsoleerd werd.

Bovenstaande resultaten met betrekking tot de buitenhuis luchttemperaturen stemmen overeen met simulaties die VITO heeft uitgevoerd voor de stad Antwerpen in het kader van het Europese FP7 RAMSES project (www.ramses-cities.eu). Daaruit blijkt dat een vergroening van het stadcentrum tot minimaal 20% vegetatiebedekking, overeenkomt met een temperatuurafname van 0,5 °C (=15% van het SHE). Minimaal 40% vegetatie komt overeen met ongeveer 1°C koeling (=30% van het SHE), en minimaal 60 % vegetatie met 1,5°C koeling (=45% van het SHE).

Luchttemperaturen zijn echter geen goede indicator om de hittestress van mensen in de straten of op een plein in een stad te meten. Door de opwarming van de materialen en dus de hoge oppervlaktetemperaturen komt er in een stedelijke omgeving immers veel warmtestraling vrij, waardoor de stralingsbelasting op mensen in de stad hoger ligt (Figuur 26). Het is net die stralingsbelasting die een significante rol speelt voor het inschatten van de hittestress overdag.



Figuur 26: Vereenvoudigd schema van de stralingsbelasting op een menselijk lichaam in stedelijke omgeving. De letter Q wordt in wetenschappelijke publicaties gebruikt om warmtestraling aan te duiden. Daarvan zijn er verschillende bronnen: de zon levert kortgolvlige (shortwave, SW) warmtestraling; de atmosfeer, de gebouwen en het aardoppervlak leveren langgolvlige (longwave, LW) warmtestraling. Bron: Hittekaartstudie.

Wetenschappers zijn daarom op zoek gegaan naar een indicator die er in slaagt om de hittestress bij mensen duidelijk te kwantificeren, rekening houdend met zowel de luchttemperatuur, de stralingsbelasting, het menselijk metabolisme, het type kledij dat wordt gedragen en de activiteit die wordt uitgevoerd. Het voorlopige eindresultaat van deze zoektocht is de Predicted Mean Vote (PMV), een internationaal erkende en goed onderbouwde indicator (Fanger 1982). De PMV-waarde schaalte tussen -4 (veel te koud) en +4 (veel te warm) en kan, dankzij talloze studies van artsen en wetenschappers, rechtstreeks gelinkt worden aan het percentage van de bevolking dat zich nog comfortabel voelt bij een bepaalde PMV-waarde (Figuur 27). De optimale PMV-waarde is 0 (zelfs dan is er een kleine groep mensen niet tevreden), bij hogere of lagere waarden stijgt het aandeel van mensen die zich niet meer comfortabel voelen. PMV-waarden hoger dan +2 beginnen problematisch te worden, dan is reeds 80% van de ondervraagden niet meer tevreden, stijgt de waarde nog verder richting 4 dan is de situatie uiteindelijk voor niemand meer draaglijk.

Voor de natuurwaardeverkenner stad wordt de PMV gebruikt als indicator voor de kwantitatieve waardering.

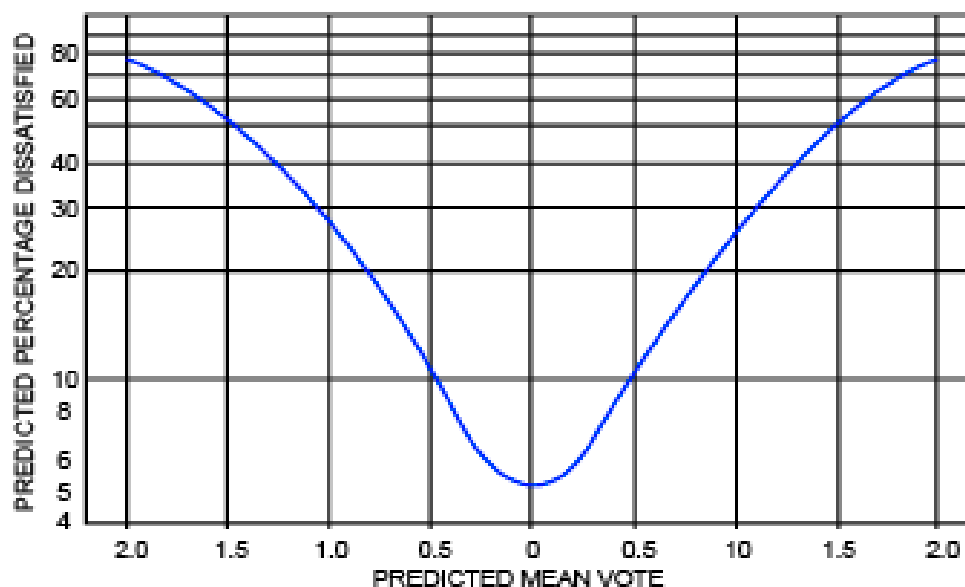


Fig.11 Predicted Percentage of Dissatisfied (PPD) as Function of Predicted Mean Vote (PMV)

Figuur 27: Het percentueel aandeel van ontevreden mensen bij een bepaalde PMV-waarde. Bron: Fanger (1982)

→ Monetaire waardering

De laatste jaren worden er meer en meer pogingen ondernomen om de maatschappelijke kost van hitte en het stedelijk hitte-eiland te berekenen, bijvoorbeeld in het FP7 RAMSES project. Dit onderzoek staat echter nog maar in de kinderschoenen en er zijn slechts weinig concrete cijfers bekend. Om dan nog een stap verder te gaan en te proberen om de impact van stedelijk groen op het SHE te monetariseren, lijkt ons een brug te ver. Zeker gezien het effect van het groen zal afhangen van de oppervlakte, de specifieke locatie, het onderhoud (bv. voldoende irrigatie), enz.

We kunnen hier wel enkele cijfers en besluiten meegeven die zijn bekomen in de hittekaartstudie voor Antwerpen (Lauwaet et al. 2013). Om de maatschappelijke kost van hitte op nachtrust te monetariseren bestaat momenteel nog onvoldoende informatie. Over de negatieve impact van hitte op morbiditeit en voortijdige overlijdens bestaan meer gedetailleerde gegevens die bij koppeling aan concrete gegevens voor Antwerpen toelaten om de grootteorde van de maatschappelijke kost in te schatten. De kost van voortijdige overlijdens van 65-plussers gekoppeld aan temperaturen boven de optimale temperatuur, kan voor Antwerpen grofweg geraamd worden op ongeveer 3,2 miljoen euro. Voor de berekening van de kost van voortijdige overlijdens bij 65-plussers baseerden we ons op Buekers et al. (2012). Op basis van cijfers van voortijdige sterfte bij 65-plussers schatten Buekers et al. (2012) voor Vlaanderen een jaarlijks verlies aan “gezonde levensjaren” van ongeveer 1.000 DALYs (*Disability Adjusted Life Year*). Buekers et al. (2012) rekenen met een kost voor een verloren levensjaar door premature mortaliteit die gelijk gesteld wordt aan 40.000 euro. Dit cijfer is gebaseerd op een Europese waarderingsstudie in het kader van de impact van milieukwaliteit op de levensverwachting, en wordt ook gebruikt voor waardering afvang van fijn stof en kosten-baten analyses van milieuproblemen door de EC. In dat geval kan de maatschappelijke kost voor hitte door voortijdige overlijdens in Vlaanderen grofweg geschat worden op ongeveer 40 miljoen euro.

Om op warme dagen het microklimaat te reguleren en een aangename temperatuur te bereiken, wordt vaak veel energie verbruikt. Voor verschillende steden is reeds onderzocht welke impact groen hierop kan hebben. Voor Toronto (Canada) is geschat dat een gemiddelde daling van de zomertemperatuur in de stad met 2°C, een jaarlijkse besparing van de energiekosten zou opleveren van 12,3 miljoen dollar (Bade et al, 2011), wat overeenkomt met een gemiddelde besparing van 5 euro per inwoner. Bade et al. (2011) schatten ook dat wanneer het SHE in het centrum van Rotterdam (deels) teniet wordt gedaan door de aanleg van groen, het elektriciteitsgebruik van bedrijven en winkels met 6% kan worden verminderd, hetgeen een besparing vertegenwoordigt van 5 euro per inwoner. Simpson (1998) schatte dat schaduw van bomen in Sacramento (~470.000 inwoners) aanleiding gaf tot 12 % minder energieverbruik voor koeling. Dit zou een besparing opleveren van 10,7 miljoen US\$ (in 1998) of ongeveer 20 euro per inwoner.

Naast gezondheid en energie heeft hitte ook een belangrijke impact op de infrastructuur van een stad. Uit een studie van Kumar en Imam (2013) blijkt dat hogere temperaturen zullen leiden tot snellere achteruitgang van bepaalde basismaterialen (bv. asfalt, betonklinkers, ...) van (spoor)weginfrastructuren en bruggen. Sterkere thermische expansie en contractie kan resulteren in meer problemen. De hittegolf van 2003 resulteerde in het Verenigd Koninkrijk in heel wat vervormde sporen met belangrijke vertragingen tot gevolg met een totale geschatte kost van meer dan £3.5 miljoen.

Er zijn ook positieve gevolgen te koppelen aan het SHE, met name een langer groeiseizoen in een omgeving tot 10 km rondom steden en meer uren met aangenaam terrasjesweer.

→ Bronnen

Architectura, 2013. Dakbegroeiing verhoogt opbrengst van zonneenergie volgens ZinCo. Artikel uit dossier groendaken, 05/07/2013.

Bade, T., Smid, G. and Tonneijck, A.E.G. (2011). Groen Loont! De Groene Stad.

Buekers J., Torfs R., Deutsch F., Lefebvre W., Bossuyt M. (2012), Inschatting ziektelast en externe kosten veroorzaakt door verschillende milieufactoren in Vlaanderen, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2012/06, VITO, 2012/MRG/R/187.

Fallmann J., Emeis S., Suppan P., 2013. Mitigation of urban heat stress –a modelling case study for the area of Stuttgart. *Die Erde* 144 (3-4), p. 202-216.

Gill, S. E., Handley, J. F., Ennos, A. R. and Pauleit, S., 2007, 'Adapting Cities for Climate Change: The Role of the Green Infrastructure', *Built Environment*, (33) 115–133.

Gromke C., Blocken B., Janssen W., Merema B., van Hooff T., Timmermans H., 2014. CFD analysis of transpirational cooling by vegetation: Case study for specific meteorological conditions during a heat wave in Arnhem, Netherlands. *Building Environment*, in press.

HARLAN, S.L., A.J. BRAZEL, L. PRASHAD, W.L. STEFANOV, L. LARSEN, 2006: Neighborhood microclimates and vulnerability to heat stress. – *Soc. Sci. Med.* 63, 2847–2863.

Jaffal I, Ouldboukhithine S and Belarbi R. A comprehensive study of the impact of green roofs on building energy performance. *Renew Energy* 2012; 43: 157–164.

Kumar, P en Imam B. (2013). Footprints of air pollution and changing environment on the sustainability of built infrastructure; Science of the Total Environment (444) 85–101.

Lauwaet, D., B. Maiheu, J. Aertssens, K. De Ridder, 2013. Opmaak van een hittekaart en analyse van het stedelijk hitte-eiland effect voor Antwerpen. VITO rapport 2013/RMA/R/352.

Mathey J., Rößler S., Lehmann I., and Bräuer A., 2010. Urban Green Spaces: Potentials and Constraints for Urban Adaptation to Climate Change. In: Resilient Cities: Cities and Adaptation to Climate Change Proceedings of the Global Forum 2010, Local Sustainability I, D01 10.1007/978-94-007-0785-6-47.

Niachou A, Papakonstantinou K, Santamouris M, Tsangrassoulis A and Mihalakakou G. Analysis of the green roof thermal properties and investigation of its energy performance. Energy Build 2001; 33(7): 719–729.

Parizotto S and Lamberts R. Investigation of green roof thermal performance in temperate climate: a case study of an experimental building in Florianópolis city, Southern Brazil. Energy Build 2011; 43(7): 1712–1722.

Schubert S. and Grossman-Clarke S., 2013. The Influence of green areas and roof albedos on air temperatures during Extreme Heat Events in Berlin, Germany. Meteorologische Zeitschrift, Vol. 22, No. 2, 131–143.

Simpson, J. R. 1998. Urban forest impacts on regional cooling and heating energy use: Sacramento County case study. J. Arboric. 24(4). 201-214.

Virk G., Jansz A., Mavrogianni A., Mylona A., Stocker J. and Davies M., 2014. The effectiveness of retrofitted green and cool roofs at reducing overheating in a naturally ventilated office in London: Direct and indirect effects in current and future climates. Built Environment, in press.

ZOULIA, I., M. SANTAMOURIS, A. DIMOUDI, 2009: Monitoring the effect of urban green areas on the heat island in Athens. – Environ. Monit. Assess. 156, 275–292.

→ Te gebruiken cijfers

Tabel 26: Kwantitatieve waardering van het effect op lokale klimaat op basis van de kwalitatieve score

Score	Classificatie	Hittestressreductie	PMV waarde (schaduwvorming)
10	-2°C	zeer sterk	0
8	-1.5°C	sterk	1
6	-1°C	gemiddeld	2
4	-0.5°C	klein	3
2	-0.5 tot 0°C	erg klein	3
0	verwaarloosbaar	verwaarloosbaar	4

Tabel 27: Kwalitatieve waardering impact groenmaatregelen op stedelijk klimaat (legende: zie vorige tabel)

Hoofdcategorieën	Verhardings- en groenmaatregelen	Score
Groendaken	Extensief groendak	2
	Semi-intensief groendak	4
	Intensief groendak	6
Verhardingen	Gesloten verharding	0
	Grasdallen groene voegen/geperforeerde betonplaten	0
	semi verharding (gebroken fracties, Houtsnippers/boomschors, grond)	2
Water en vochtige/natte groenvormen,	Water	6
	Natte groenvormen (Oeverzone en plas-dras, wadi's)	6
	Naakte bodem	2
Open (droge) groenvormen		2
	Bloemenweide en kruidachtigen	2
	Grasveld en perkplanten	2
	Heide	8
	Privé-tuinen	4
Struiken, hagen en houtkanten	Volkstuinen	2
	Andere agrarische vormen	2
		4
		4
Bos	Loofbos	10
	Naaldbos	10
	Gemengd bos	10
	Mantel- en zoomvegetatie (bosrand)	2
Stadsbomen	loofbomen	6
	naaldbomen	6
	gemengde bomen	6
	boomgaard	6
Gevels en muren (m ²)		2
Bebouwde oppervlakte		0

We berekenen een gewogen gemiddelde voor alle groenvormen in het studiegebied samen.

Aparte groenvormen kunnen specifiek in hun omgeving soms een hoger effect hebben dan dit gemiddelde effect.

→ Vertaling naar een indicator

Hier behouden we de kwantitatieve waardering zijnde het aantal ° C dat het koeler of warmer is op de locatie van het scenario.

→ Een voorbeeld

Een ontwikkelingsproject voor een woonzone wil op een braakliggend terrein van 5 ha 30 woningen met privetuin aanleggen (verschillende perceelsgrootten), 36 appartementen, bewoners- en bezoekersparkeerplaatsen, een publiek park met daarin een stuk voorzien voor volkstuinten.

Het publieke park met de volkstuinten is 1,5 ha groot. Het park bestaat grotendeels uit loofbomen (0,75 ha en grasvelden (0,20 ha) en bloemenweide (0,05 ha).

Kwalitatieve waardering

De score voor de dienst lokaal klimaat voor het ontwikkelingsproject als geen openbaar groen of straat groen werd voorzien is 1 $((1,2 \text{ ha privétuinen} \times 4 + 3,8 \text{ ha woningen en verharding} \times 0) / 5 \text{ ha})$
Voor het ontwikkelingsproject is de score 4 $((0,75 \text{ ha loofbos} \times 10 + 0,20 \text{ ha grasveld} \times 2 + 0,05 \text{ ha bloemenweide} \times 2 + 0,5 \text{ ha volkstuinten} \times 2 + 1,2 \text{ ha privétuinen} \times 4 + 0,5 \text{ ha bomenrijen (straten)} \times 6 + 1,8 \text{ ha woningen en verharding} \times 0) / 5 \text{ ha})$

Kwantitatieve waardering.

Gemiddeld zorgt het ontwikkelingsproject ervoor dat in de omgeving van de huizen binnen het project het een 0,5 °C (score van 4) koeler is dan als er geen groenontwikkeling was opgenomen in het project. Bekijk je de huizen afzonderlijk dan zullen de huizen die vlakbij het park liggen het zelfs 2 ° koeler hebben in vergelijking met een situatie waar er geen park is.

Vertalen we dit naar de verandering in hittestress-indicator PMV dan is dit 3. Dit betekent dat een klein % mensen minder hittestress hebben. Gemiddeld gezien is dit % erg klein. Bekijken we de individuele stukken dan ondervindt 95% van de mensen die vlakbij het park wonen minder hittestress.

Geen monetaire waardering

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 er 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).

Tabel 28 lijst de effecten van nabij en toegankelijk stedelijk groen op die men in de literatuur onderscheidt. De drie eerste effecten zijn het meest bestudeerd en hiervoor zijn in de literatuur indicatoren voorhanden om effecten te beschrijven en kwantificeren. Voor de laatste twee zijn er onvoldoende systematische indicatoren voorhanden om effecten te omschrijven. Deze effecten overlappen ten dele, maar niet volledig. Zo is lichamelijk en geestelijk herstel één van de motieven voor recreatie in het groen, en wordt anderzijds bewegen als één van de verklarende factoren genoemd voor gezondheidseffecten. De voorkeur voor wonen dichterbij groen wordt o.a. ingegeven door extra mogelijkheden voor recreatie. De meeste wetenschappelijke studies focussen echter op één van deze effecten.

Tabel 28: Overzicht van onderscheiden effecten van nabijheid en toegankelijkheid van stedelijk groen

Effect	Indicator
Recreatieve beleving	Bezoeken aan groene ruimte / inwoner
Volksgezondheid	Minder ziekte symptomen / inwoner
Keuze woonplaats	Marktprijzen vastgoed / woning
Sociale effecten	Contacten tussen bezoekers of bewoners
Ontwikkeling kinderen/educatie	Schoolprestaties,

Bovenstaande lijst van effecten worden omschreven als baten, maar in principe omvat dit zowel positieve (baten) als negatieve effecten (zoals gezondheidsschade van pollen, negatieve druk op prijzen voor woningen nabij parken door schrik voor misdaad of overlast door parkbezoekers,...). Deze negatieve effecten worden soms ook als disservices apart beschouwd (Gómez-Baggethun, 2013). In de praktijk meten de studies naar effecten op gezondheid of op prijzen van huizen netto effecten, die zowel de positieve als negatieve effecten omvatten, zonder dat we ze kunnen scheiden. In lijn met CICES-Be rapporteren we de disservices niet apart.

Deze indicatoren worden typisch uitgedrukt per inwoner of woning (zie Tabel 28), en zijn dus makkelijk te gebruiken om totale effecten te berekenen op basis van de bevolkingsdichtheden.

Het is wel moeilijk om de specificaties van groene omgeving uit dit soort studies te linken aan bepaalde stedelijke groenvormen. Een eerste probleem is de omschrijving van 'groene omgeving'.

Deze effecten zijn het meest bestudeerd in het kader van groene omgevingen in het algemeen, maar omdat het effecten op mensen betreft toch meestal in een vrij stedelijke omgeving. Geen enkele studie hanteert echter hetzelfde niveau van detail. We bespreken dit verder meer in detail per effect. Ten tweede gaat dit soort studies typisch uit van groen rond de woonplaats, maar het belang van groen rond andere plaatsen (scholen, publieke voorzieningen, werk) is onderbelicht.

We focussen in deze handleiding op stedelijk groen en op de kwantificering van de effecten. Nabijheid van en toegankelijkheid tot het stedelijk groen zijn hierbij belangrijke verklarende variabelen voor de omvang van het effect. Omdat er zoveel relevante onderzoeken zijn rapporteren we vooral op basis van meta-analyses van onderzoeken, onderzoeken voor Vlaanderen of studies die direct bruikbare cijfers leveren, die representatief zijn voor de lessen uit de meta-analyses.

7.1. RECREATIE

7.1.1. BESCHRIJVING

Recreatie in stedelijk groen dekt een breed gamma van activiteiten, met uiteenlopende frequentie (dagelijks tot uitzonderlijk), recreatiemotieven, bezochte groenelementen en afstanden. Omwille van deze verscheidenheid is het niet eenvoudig om bezoeken aan groene ruimtes via enkele indicatoren gedetailleerd in kaart te brengen. Dit overzicht lijst de voornaamste factoren op, met de meest relevante kengetallen.

Het aantal bezoeken aan een groene ruimte hangt af van de volgende factoren m.b.t. vraag naar en aanbod voor recreatie, die we vervolgens systematisch bespreken :

- a) Aantal bezoeken aan groene ruimte per inwoner
- b) Beschikbare gebieden voor recreatie in de ruime omgeving
- c) Hoe ver mensen zich willen verplaatsen voor een bezoek
- d) De kenmerken van de toegankelijke groengebieden
- e) Recreatiemotieven en activiteiten voor recreanten
- f) Hoe mensen al deze elementen onderling afwegen
- g) Criteria en modellen om groentekorten in te schatten

Om al deze elementen samen te brengen heeft men een model nodig, dat gevoed wordt door gegevens over demografie, beschikbaarheid van gebieden, voorkeuren van bewoners en afwegingsmechanismen. Er is vaak goede info m.b.t. demografie en gebieden, maar veel minder m.b.t. activiteiten, voorkeuren en afwegingsmechanismen. Een beschrijving van deze elementen kan helpen om effecten van groen kwalitatief en kwantitatief te beoordelen.

a) Aantal bezoeken per inwoners

Omdat in de literatuur de termen “bezoek” en “groene ruimte” uiteenlopend worden gedefinieerd loopt het aantal schattingen over het aantal bezoeken sterk uiteen (Tabel 29). De meeste studies zijn gebaseerd op enquêtes bij inwoners naar hun bezoeksfrequentie van groene ruimte, waarbij deze termen uiteenlopend worden gedefinieerd (door onderzoekers) en geïnterpreteerd (door respondenten). Studies die zich beperken tot langere bezoeken aan (grotere) bos, natuur en parkgebieden schatten dit – voor een gemiddelde inwoner - in op één tot twee keer per maand. Naarmate men ook rekening houdt met kortere bezoeken (vanaf enkele minuten) en aan meerdere vormen van open, groene ruimtes (inclusief landbouw, sport, strand, water, ...) stijgt de frequentie

tot ongeveer één keer per week, met drie per week als uitschieter voor Helsinki. Bezoek aan de eigen tuin wordt hierin nooit meegenomen.

Er zijn meer data en studies voor langere bezoeken aan grotere gebieden. De kortere bezoeken aan buurtgroen en wijkgroen, bezoeken met meerdere doelen (sporten in een groene omgeving) of bezoeken gecombineerd met andere activiteiten (familiebezoek, theaterbezoek) zijn echter veel minder onderzocht, maar zijn wel heel belangrijk voor de beoordeling van de impact van buurt- en wijkgroen.

Tabel 29: Overzicht van aantal bezoeken aan groene ruimte per jaar per inwoner

Omschrijving	Bezoeken /inw.jr	Bron, op basis van
Vlaanderen, bezoek aan natuur en bos (SCV survey)	12	INBO, 2011
Nederland, bezoek aan natuur en bos (CBS)	12	De Vries, 2009
Nederland, bezoek aan natuur en bos (CVTO)	20	Goossen, 2012
Denemarken, bezoek aan bos met de wagen	13	Termansen, 2013
Denemarken, bezoek aan bos, alle modi	26	Id.
Vlaanderen, bezoek aan groene ruimte	22	Broekx, 2013
UK MENE, bezoek groene ruimte op – 1.6 km van huis	25	NECR, 2013
Vlaanderen, bezoek aan bos en park (1,5 uur)	30	Decuyper, 2005
UK MENE, bezoek groene ruimte, + 1,6 km van huis,	36	NECR, 2013
Vlaanderen, wandelingen, rondritten en joggen, (OVG)	38	Janssens et al., 2010
Nederland, bezoek aan blauw/groene ruimte (CVTO)	43	Alterra, 2004
Vlaanderen, Denderbekken, bezoek aan rivier	48	Liekens, 2008
Vlaanderen, bezoeken aan groene ruimte	30-50	Vito, enquêtes
Vlaanderen, wandelingen, tijdsbestedingsonderzoek	46	Glorieux, 2008
UK, totaal aantal bezoeken	61	Natural England, 2013
Helsinki, bezoek aan stedelijk groene ruimte	160	Neuvonen, 2007

SCV = grote, repetitieve 'sociaal culturele verschillen' enquête van de Vlaamse Gemeenschap.

CVTO = grote repetitieve enquête, continue vrijetijds onderzoek Nederland.

UK MENE = The Monitor of Engagement with the Natural Environment = grootschalig repetitief onderzoek naar bezoeken aan open, groene ruimte in de UK in opdracht van Natural Environment, Forestry Commission en DEFRA.

OVG = repetitief onderzoek verplaatsingsgedrag Vlaamse Gemeenschap

Naast de eigen inwoners kunnen stadsparken e.d. ook van belang zijn voor toeristen. Er zijn goede cijfers over het aantal toeristen in Vlaamse steden, maar geen systematische info over hun bezoeken aan groene ruimtes. Voor Nederland wordt een kengetal gehanteerd van 0,3 bezoeken per overnachting (de Vries, 2009). We nemen dit kengetal over.

Anderzijds zullen inwoners uit steden met meer groen minder op vakantie gaan. Systma, 2012, schat dat 20 % van alle overnachtingen van inwoners uit de minst groene gebieden van Nederland (1 miljoen mensen) een gevolg zijn van een tekort aan groen in de eigen omgeving. Dit zit echter reeds vervat in het aantal bezoeken door inwoners.

b) Invloed van hoeveelheid groen op aantallen bezoeken per inwoner

Meer gedetailleerde analyses van deze studies leren dat er grote variaties zijn tussen inwoners, die ten dele worden verklaard door verschillen in hoeveelheid van groen in de omgeving, de nabijheid van groen en de kenmerken ervan (omvang, toegankelijkheid, kwaliteit en wijze van inrichting). Op basis van studies voor stedelijk groen in Helsinki en bezoeken aan bos en natuur in Vlaanderen, Wallonië en de VS mogen we besluiten dat 10 % meer groene ruimte in de omgeving leidt tot 4 % à 5 % meer bezoeken (Neuvonen, 2006; Broekx, 2013; Colson, 2009; Siikamaki, 2011).

c) Invloed van afstand op kans dat een gebied bezocht wordt

Daarnaast mogen we verwachten dat inwoners die dichterbij groen wonen meer bezoeken zullen brengen, maar om dit effect goed statistisch te vatten moet men ook goed de toegankelijkheid en de kwaliteit van dat groen in kaart kunnen brengen, en de afstand op een relevante manier kunnen inschatten, o.a. rekening houdend met de veiligheid e.d. van de weg erheen. Dit blijkt in de praktijk zo lastig te zijn dat de studies zelden statistisch relevante relaties vinden die veralgemeend te interpreteren zijn. Een uitzondering is de studie van stedelijk groen in Helsinki. Zij geeft aan dat de bezoeksfrequentie met 0,5 % daalt per 100 meter dat de groene ruimte verder van de woonplaats ligt.

Deze bezoeken richten zich voornamelijk op groene ruimtes dicht bij de woonplaats. Dit leidt men af uit bovenvermelde enquêtes en studies die nagaan waar de bezoekers van een bepaald gebied vandaan komen. Meestal gaan deze studies ook over grotere en aantrekkelijke gebieden (groter stadspark, bos of natuurpark), en wordt dit effect geschat via het zogenaamde afstandsverval (bijv. Moons, 2005). Dit geeft de bezoeksfrequentie van een gebied in functie van de afstand, meestal uitgedrukt in reiskosten en via een logaritmische functie. Grosso modo kunnen we deze resultaten samenvatten door te stellen dat gemiddeld genomen ongeveer de helft van het aantal bezoeken plaatsvindt in gebieden binnen een straal van 10 km van de woonplaats, dus binnen de stad (Broekx, 2013). Deze regel geldt voor de langere bezoeken aan grotere gebieden. Als we ook rekening houden met de kortere bezoeken aan kleinere gebieden, dan kunnen we op basis van de gegevens van UK MENE afleiden dat 40 % van de bezoeken binnen 1,6 km van de woning plaatsvindt (Natural England, 2013). Dit wordt ook weerspiegeld in de enquête van Natuurpunt waarbij 90% van de Vlamingen vinden dat het belangrijk tot zeer belangrijk is om wandelnatuur te hebben binnen 2 km van de woonplaats (Natuurpunt, 2014).

d) De kenmerken van de toegankelijke groengebieden

Onderzoek naar recreatie en groen heeft veel aandacht gehad voor nabijheid, maar de invloed van de kenmerken van het groen (omvang en kwaliteit) is een grote onderzoekslacune, ook in landen met heel veel data over groene omgeving en recreatie (Veneklaas, 2011; Vreke, 2010).

In de praktijk gaat het aantal bezoeken natuurlijk sterk afhankelijk zijn van de beschikbaarheid en kwaliteit van de groene ruimtes, en van de veiligheid en aangenaamheid van de weg ernaar toe. Hierover is veel kwalitatief onderzoek dat de voornaamste elementen oplijst (Owen, 2004; McCormack, 2010) (zie ook verder). Er is ons geen onderzoek bekend dat toelaat het effect van deze elementen te gebruiken om effecten op gebruiksfrequentie voor stedelijk groen in Vlaanderen te schatten. Algemeen wordt gesteld dat voor korte bezoeken mensen vooral kiezen op basis van de afstand, en zich tevreden stellen met het soort gebied dat voorhanden is en de activiteiten die men er kan doen. Voor langere bezoeken zijn mensen bereid zich verder te verplaatsen, en hebben ze meestal ook meerdere alternatieven zodat ze kenmerken van gebieden, afstand, e.d. kunnen afwegen om hun keuze te maken.

We illustreren dit voor de omvang (aantal ha) van een gebied. Enerzijds verwachten we dat dit een belangrijk kenmerk is, en dat grotere gebieden in staat zijn meer activiteiten en groentypes aan te bieden en met meer variatie, zodat ze meer bezoekers kunnen aantrekken. We mogen ook verwachten dat een groter gebied meer km pad kan aanbieden. Toch is in onderzoek omvang nauwelijks een statistisch significante factor. Dit toont aan dat omvang op zich geen voldoende kenmerk of proxy is voor kwaliteit en inrichting van de gebieden. We merken op dat ook in onderzoek naar bereidheid tot betalen voor natuur, omvang van gebieden relatief weinig belangrijk is (Liekens, 2009).

e) Recreatiemotieven en activiteiten voor recreanten

Er is veel informatie over recreatiemotieven voor en activiteiten tijdens bezoeken aan groene ruimtes, en de variatie hierin. Er zijn een heleboel indelingen van stedelijke ruimte, activiteiten en motieven (Simoens, 2010; De Vries, 2009). In Nederlands review onderzoek onderscheidt men bijv. een vijftal types bezoekers op basis van hun motieven, om in combinatie met activiteiten, de noden en wensen m.b.t. natuurtypes, infrastructuur en omgeving beter te begrijpen. De motieven worden omschreven met onderstaande kernwoorden en zinnen, in volgorde van het relatieve belang van het motief :

- even tussen uit (even weg om de batterij weer op te laden) (34 %),
- gezelligheid (gezellig samen) (27 %),
- interesse: (er tussenuit en ook nog iets leren) (15 %)
- natuur: (opgaan in de natuur) (15 %)
- uitdaging (sportieve uitdaging) (9%)

Dezelfde mensen hebben uiteenlopende motieven, al naargelang moment en context.

Voor Antwerpen is er goede informatie m.b.t. activiteiten en met wie men groengebieden bezoekt. Maar motieven, activiteiten en hiermee gelinkte wensen verschillen tussen bevolkingsgroepen, in functie van socio-economische kenmerken en culturen. Deze zijn natuurlijk contextspecifiek, en zijn moeilijk te vertalen naar de Vlaamse context.

f) Hoe mensen al deze elementen waarderen en onderling afwegen

Vlamingen hebben een hoge waardering voor parken en openbaar groen. Van de Vlamingen geeft 80% aan dat het 'zich goed voelen' gerelateerd is aan een eigen tuin; ruim 60% geeft aan dat dit gerelateerd is aan het voorkomen van openbaar groen in de omgeving. (Decuyper et al., 2005). Onderzoek in Australië geeft aan dat aanwezigheid van een stedelijk park binnen de 3 km van de woonplaats mensen 1% gelukkiger maakt (Ambrey, 2011).

Er zijn verder specifieke studies die inschatten hoeveel de bezoekers de bezoeken aan groene ruimtes monetair waarderen. Deze worden ten eerste afgeleid van de kosten en inspanningen die mensen leveren om die gebieden te bezoeken, en dan gaat het meestal om langere bezoeken aan verderaf gelegen natuur. Een tweede bron zijn enquêtes die mensen bevragen naar hun bereidheid tot betalen voor toegang tot groene ruimtes. Op basis van de meta-analyse van meer dan 200 studies uit ,Sen, 2014, hanteert Broekx, 2013, een kengetal van €4,5 (€3 - €9)/bezoek om deze bezoeken in geldtermen te waarderen. Er zijn onvoldoende data en kennis om hierbij onderscheid te maken tussen activiteit, recreatiemotief, duur of aard van gebied dat bezocht wordt. We mogen wel aannemen dat deze cijfers niet zomaar van toepassing zijn op de korte bezoekjes aan buurt- of wijkgroen. In de context van TEEB stad hanteert men een lager kengetal van 1,13 €/bezoek (Buck Consultants, 2013). Dergelijke waarde is meer consistent met de kortere duurtijd en beperkte verplaatsingskost voor korte, lokale bezoeken en bijv. de waarde van het opgeven van vrije tijd.

g) Criteria en modellen om groentekorten in te schatten

We vermelden tot slot de literatuur m.b.t. doelstellingen of normen voor stedelijk groen. Een eerste wijze is het beoordelingskader uit VMM-MIRA studies (van Herzele, 2003), met criteria voor de groene ruimte (nabijheid, omvang en hoeveelheid (m²/inwoner)) voor elke inwoner, met onderscheid naar groen in de buurt (400m), wijk (800 m), stadsdeel (1600 m) en stad. De cijfers zelf zijn afgeleid op basis van expertenoordelen en normering in andere landen.

Een tweede methodiek uit Nederland kijkt meer dynamisch naar tekorten in groene ruimte om de recreatiedruk op te vangen, aan de hand van een model dat vraag en aanbod berekent en vergelijkt (BRAM 2.0, Beleidsondersteunend Recreatie Analyse Model). De recreatievraag is gebaseerd op geschat aantal bezoekers per 1000 inwoners, toewijzing aan nabije gebieden, en dit voor een normdag (dit is de op 5 na drukste dag). Het aanbod wordt bepaald in functie van de padendichtheid per ha, met onderscheid naar fietsen en wandelen. Het model wordt vooral gebruikt voor bepaling recreatietekorten op regionale schaal en op schaal van de stad (bijv. Hoffman, 2011; Dammers, 2013, De Vries 2002).

Er zijn tot slot ook studies die trachten te onderbouwen hoeveel groene ruimte nodig is om de minimale doelstellingen van de WHO m.b.t. bewegen te garanderen. Omwille van bovenvermelde problemen om een goede relatie te vinden tussen groene ruimte, bezoeken en beweging kunnen we hier geen criteria uit afleiden die toepasbaar zijn voor Vlaamse steden.

Benodigde inputgegevens:

Aantal inwoners in een straal van 200, 600 en 1200m

Informatie van verschillende kaarten rond aantrekkelijkheidsfactoren gebied.

Informatie rond recreatieve faciliteiten en wandelpaden.

7.1.2. METHODE

De methode opgenomen in het model is een sterke 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).

Voor de stad hanteren we deze methode enkel voor parken groter dan 0.5 ha.

7.1.3. 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 (De Valck et al. 2016, 2017) 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 cultureel-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 padendensiteit berekend door VITO en aanpassingen aan het gebied (Error! Reference source not found.) en de faciliteiten die er zijn of worden aangelegd (Bron: VITO

Tabel 31)

Tabel 30: 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*%

Bron: VITO

Tabel 31: 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.

7.1.4. 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 de volgende 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 **Error! Reference source not found.**)
- Andere groengebieden in de omgeving.
- Afstand van de bevolking tot het gebied.

Om het belang van parken voor recreatieve beleving te schatten maken we een onderscheid tussen twee types bezoeken:

- Ommetjes: korte, lokale bezoeken aan groen in wijk, buurt of stadsdeel (binnen 1,6 km, zoals gehanteerd in Bateman et al., 2011 en Van Herzele et al., 2004)
- Bezoeken: langere bezoeken, ook aan gebieden verder van de woonplaats

We houden enkel rekening met de korte lokale bezoeken in de Natuurwaardeverkenner.

Het aantal bezoeken varieert sterk per persoon en is hoger in gebieden met meer toegankelijk groen. De factoren die de aantrekkelijkheid van lokaal groen voor ommetjes en bezoeken bepalen zijn op hoofdlijnen dezelfde. We onderscheiden pragmatisch drie afstandzones om de aantrekkelijkheid voor bezoekers te beoordelen.

Tabel 32: Standaard gehanteerde afstandsgrenzen voor groen in stedelijke context

Zone	Afstand bezoekers tot woonplaats	
	Maximaal	Gemiddeld
Buurt	400m	300m
Wijk	800m	600m
Stadsdeel	1600m	1200m

gebaseerd op Van Herzele et al., 2004

Het aantal bezoeken aan een stedelijke groenvorm is de som van de bezoekers uit verschillende zones (Z1 tot en met Z3) aan deze groenvorm.

$$\text{Bezoeken groenvorm A} = \sum (\text{inwoners zone Z}) \times (\text{Ommetjes/inwoner zone Z}) \times \text{Kans Z-A})$$

Waarbij :

Zone : 3 zones, volgens afstand

Ommetjes /inwoner = het aantal ommetjes dat een inwoner uit zone Z gemiddeld per jaar doet

Kans Z-A = kans dat een inwoner uit zone Z groenvorm A verkiest voor het maken van een ommetje. Deze kans hangt af van de relatieve aantrekkelijkheid van A in verhouding tot andere groenvormen.

De kans dat een inwoner uit buurt A een gebied bezoekt in zone Z wordt bepaald door:

- de afstand tot de zone
- de kwaliteit van het type stedelijk groen en de inrichting van het gebied voor recreatie(kwalitatieve waardering)
- de omvang van het groen (algemene wegingsfactoren, per zone)

Pragmatische formules voor berekenen aantal bezoeken:

$(1+0.4 \text{ (indien meer parken)}) \times \text{Aantal bezoeken per inwoner buurtgroen} \times \text{aantal inwoners 300m}$
 $\times \text{score kwalitatief huidig/ gemiddelde Vlaanderen} \times 0.4)$

$(1+0.4 \text{ (indien meer parken)}) \times \text{Aantal bezoeken per inwoner wijkgroen} \times \text{aantal inwoners (600-300m)}$
 $\times \text{score kwalitatief huidig/ gemiddelde Vlaanderen} \times 0.4)$

$(1+0.4 \text{ (indien meer parken)}) \times \text{Aantal bezoeken per inwoner stadsdeel} \times \text{aantal inwoners (1200-600m)}$
 $\times \text{score kwalitatief huidig/ gemiddelde Vlaanderen} \times 0.4)$

Dan optellen

Toekomst:

$(1+0.4 \text{ (indien meer parken)}) \times \text{Aantal bezoeken per inwoner buurtgroen} \times \text{aantal inwoners 300m}$
 $\times \text{score kwalitatief toekomst/ gemiddelde Vlaanderen} \times 0.4)$

$(1+0.4 \text{ (indien meer parken)}) \times \text{Aantal bezoeken per inwoner wijkgroen} \times \text{aantal inwoners (600-300m)}$
 $\times \text{score kwalitatief toekomst/ gemiddelde Vlaanderen} \times 0.4)$

$(1+0.4 \text{ (indien meer parken)}) \times \text{Aantal bezoeken per inwoner stadsdeel} \times \text{aantal inwoners (1200-600m)}$
 $\times \text{score kwalitatief toekomst/ gemiddelde Vlaanderen} \times 0.4)$

De schaarste van een bepaald gebied hangt af van de mate dat er veel of weinig substituten in de omgeving zijn.

7.1.5. MONETAIRE WAARDERING

Voor de waardering maken we gebruik van benefit transfer uit studies die gebaseerd zijn op de reiskostenmethode. Hierbij wordt de waarde die de recreant hecht aan een uitstap in de groene ruimte gewaardeerd op basis van de kosten en inspanningen die hij hiertoe levert, met name het “opgeven” of “investeren” van vrije tijd en verplaatsingskosten.

Voor de waardering van ommetjes houden we ermee rekening dat zij korter duren en minder verre verplaatsingen vragen dan de bezoeken aan grotere gebieden. Voor ommetjes hanteren we een gemiddelde waarde van 1.5€ per ommetje. Dit is gebaseerd op gegevens over de gemiddelde duur van een ommetje en de waardering van de vrije tijd voor bijv. studies rond transport en gezondheid. Er is weinig internationale literatuur om de waarde van een ommetje te bepalen. Onze schatting is wel vergelijkbaar met het cijfer uit het Nederlandse TEEB stad (Buck Consultants, 2013).

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).

7.1.6. TE GEBRUIKEN CIJFERS

Tabel 33: Gemiddeld aantal bezoeken per inwoner per soort groen

Soort groen	Gemiddeld Aantal bezoeken/per inwoner (16 in totaal)
Buurtgroen	10
Wijkgroen	5
Stadsdeel	1

Maximale score voor aantrekkelijkheid formule: 2,75

Gemiddelde aantrekkelijkheid voor recreatie parken: 5 (dit getal moet nog berekend worden)

7.1.7. 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 34: 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.

7.1.8. EEN VOORBEELD

Een braakliggend terrein van 1 ha in de stad wordt aangelegd als parkgebied met bos, bloemenweides, gazon en vijvers. Er worden bewegwijzerde paden doorgelegd. Langs het pad worden zitbanken geplaatst. We veronderstellen dat binnen de 200m van het gebied 50 mensen wonen.

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 $100 * 0 = 0$ (geen natuur of landbouwgroen)

Die voor het toekomstige gebied is $100 * 0.01 = 1$ (volledige gebied wordt natuurgroen)

Opslagfactoren: 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)

- Er is water in het gebied dus hiervoor 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 reliëf: er is geen reliëfverschil:0
- Het gebied kent geen cultuur-historische waarde. Op de door VITO geproduceerde inputkaart vinden we een score van 0
- 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

De totale aantrekkelijkheidsscore toekomstig= $1 + 1 * (0.1 + 0,1 + 0,06 + 0 + 0 - 0,03 + 0,1) = 1,33$

De maximale score die hier mogelijk is, is 2,75. Om de score te normaliseren delen we de scores door deze waarde: huidig=0; toekomstig= 0,48

We vinden een padendensiteitsscore op de VITO kaart van 0. Er zijn geen paden in het gebied. In het huidige gebied wordt een bewegwijzerd pad aangelegd: 0,2

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

Totale score voor recreatieve faciliteiten toekomstig= 0,3

De total kwalitatieve score huidig = $0 * 9 + 1 = 1$

De totale kwalitatieve score toekomstig = (gemiddelde van 0,48 en 0,3) $* 9 + 1 = 4,5$

Kwantitatieve waardering

Het gebied doet enkel dienst als buurtgroen. Gemiddeld trekt buurtgroen 10 bezoeken per jaar van inwoners binnen de 300m van het gebied.

Huidig: geen bezoeken

Toekomstig: 10 bezoeken * 50 inwoners * 4,5/5 = 450 bezoeken

Monetaire waardering

450 bezoeken * 1,5€/bezoek = 675 € per jaar

Indicator

1,2 bezoeken/dag

Aantal jobs in horeca en recreatiesector: 450 bezoeken * 8.35€ bestedingen per bezoek * 15,37 voltijd eenheden per 1000000€ bestedingen = 0,06 jobs

7.2. MEERWAARDE WONINGEN

7.2.1. BESCHRIJVING

Als nabijheid van toegankelijk groen een belangrijke factor is voor recreatie om uiteenlopende motieven, mogen we verwachten dat dit een belangrijk element is bij de keuze van een woonplaats. Bijgevolg mogen we verwachten dat mensen bereid zijn om meer te betalen voor een woning die meer toegankelijk groen heeft in de directe omgeving. Dit wordt ook bevestigd in talloze buitenlandse onderzoeken. Voor Vlaanderen is er recent (2016) een studie uitgevoerd door KUL gebruikmakend van groenindicatoren van VITO.

7.2.2. LITERATUUROVERZICHT

Ten eerste is dit zeer goed gedocumenteerd voor nabijheid van bijvoorbeeld stadsparken en water en open zicht op groene ruimte. Uit een literatuuroverzicht van 116 studies besluit Kroll, 2010 dat nagenoeg alle studies aangeven dat we een meerwaarde mogen toerekenen aan woningen in de nabijheid van groene ruimtes. Deze relatie wordt ook bevestigd door niet-kwantitatieve elementen zoals schattingen van het belang door makelaars (Bervaes, 2004; Wagteveldt, 2010) en kandidaat-kopers (Brouwer, 2007). Hoewel de meerderheid van de studies Amerikaans zijn, zijn er ook veel studies in Europese landen, die deze relatie bevestigen (Nederland: Luttik, 1997, Bervaes, 2004, Brouwer, 2007; Frankrijk: Joly, 2009; UK: Smith, 2010; Gibons, 2011; Spanje: Morancho, 2003; Finland: Tyrvanen, 2001; Denemarken, Panduro, 2013, Zwitserland en Oostenrijk, Schaerer, 2008).

Voor België heeft Brechet, 2009, in het kader van een studie naar het effect van geluidshinder op woningprijzen, een positieve relatie gevonden tussen woningprijzen en de mate waarin mensen tevreden zijn met groene ruimte in hun omgeving. De Bruyn, 2006, vindt eenzelfde relatie voor de Belgische huizenmarkt. De indicator waarmee de hoeveelheid groen gemeten wordt (tevredenheid) maakt dat de resultaten van deze studies niet onmiddellijk toe te passen zijn. Andere hedonische studies in Vlaanderen nemen groen niet mee (Eyckmans, 2013, Scheurs, 2006; Decoster, 2005; De Bruyn, 2009; Cavailhes, 2010; Vastmans, 2012, Broos, 2013).

De buitenlandse studies verschillen onderling sterk naar het soort groen (stadspark, bos, landbouwgebied), de ruimtelijke context (stad, platteland) en de afstand waarover de effecten zijn bekeken. De meeste studies hanteren nabijheid als indicator, maar dit geeft op zich geen verklaring voor de reden waarom mensen een groenere woonomgeving verkiezen. Nabijheid is wel een proxy

voor kans op open zicht op deze natuur, en kansen voor recreatie. Sommige studies maken wel meer gedetailleerde analyses van zicht op groen of hanteren bijkomende indicatoren voor toegankelijk groen, maar deze indicatoren lopen ook sterk uiteen.

Er zijn verder buitenlandse studies die aangeven dat ook kleinere groenelementen tot een meerwaarde aanleiding geven. Donovan, 2010, vindt positieve effecten van straatbomen (boomkruinen) op prijzen voor woningen binnen de 300 meter. Sander, 2011 vindt dit effect enkel voor straatbomen net voor het huis. In vergelijking met parken of zo is dit echter veel minder onderzocht, en het is niet mogelijk hiervoor een vergelijkbare functie af te leiden. Er is geen duidelijkheid over het effect van groene daken op de vastgoedwaarde van gebouwen en omliggende gebouwen (Veneklaas, 2011; Hop, 2013). Clements, 2013, citeert Ichihara, 2011, die voor New York een opwaardering vindt van 16 % voor appartementen met groene daken.

Er zijn verder enkele studies die aangeven dat meer groene ruimte (ongeacht aard of omvang) in de gemeente leiden tot hogere huizenprijzen. De UK NEA geeft aan dat 1 % meer groene ruimte in de wijk leidt tot gemiddeld 1 % meer vastgoedwaarde voor alle huizen in de wijk (Gibbons, 2014). Het effect voor is gelijkaardig voor privaat groen (tuinen), water en ander groen. Deze studies suggereren dat ook kleinere groenelementen tot een meerwaarde aanleiding geven, maar minder dan grotere gebieden. De UK-NEA studie schat naar verhouding de meerwaardes hoog in, en er zijn te weinig vergelijkbare studies om dit verder te kunnen beoordelen.

Er kunnen ook negatieve effecten zijn van nabijheid van groen op vastgoedwaarde, met name voor parken (als ze geassocieerd worden met criminaliteit of onveiligheid) of heel dichte opgaande vegetatie die het zicht blokkeert (Laverne, 2003).

Voor bedrijven zijn er nauwelijks studies die het effect tussen aanwezigheid van groen en waarde op vastgoed onderzoeken. Clements, 2013, citeert resultaten uit literatuur voor effecten van goed aangelegde groene en blauwe infrastructuur op huurprijzen voor kleinhandel van 5 % tot 7 % (op basis van Bisco Werner, 2001, Whitehead, 2004 en EPA, 1995). Anderzijds leidt nabijheid van waterbekkens zonder aantrekkelijke vegetatie en recreatiemogelijkheden tot een daling van de huurprijzen met 7 % (EPA, 1995). Philips, 2000, vermeldt dat voor Amerikaanse steden kantoren met parkzicht 10 % hogere huur betalen. Whitehead, 2004, vindt positieve effecten van groene infrastructuur binnen het kader van stadskernvernieuwing voor consumenten, werknemers en bedrijven. Er is ook kwalitatieve informatie die aangeeft dat werknemers werken in een groen kader positief waarderen, met een positief effect op de aantrekkelijkheid van groene locaties. Er zijn onvoldoende studies om dit potentiële effect te kwantificeren, en kwantitatief mee te nemen in de handleiding.

Helgers en Vastmans 2016 tonen voor de eerste keer in Vlaanderen op een grote schaal aan dat mensen meer willen betalen voor een woning als zij in een omgeving met meer groen gelegen is. Deze hypothese wordt bevestigd voor een brede reeks van groenindicatoren (bos&natuur, landbouwgroen, straatgroen) en aannames. Het is in de literatuur slechts de tweede studie die een duidelijk verband toont voor de hoeveelheid groen (in % van het totale landgebruik) in de omgeving rond de woning en de woningprijs. De afstand waarover deze effecten gelden (tot op 800 meter) is ook vrij groot in vergelijking met de literatuur.

Ook het onderscheid straatgroen en bos&natuur is relevant om een onderscheid te maken tussen het soort ingrepen die van toepassing zijn (stedelijk vs. landelijk). We maken gebruik van de lineaire functies in deze studie om de dienst te kwantificeren.

Benodigde inputgegevens:

- Aantal woningen in straat met zicht op (binnen 50m) van straatgroen in deze straat.
- Percentage straatgroen: neem de oppervlakte van de groene elementen die binnen 50m van woningen liggen (inclusief groen voortuinen) en deel dit door de oppervlakte van de straat (van gevel tot gevel) (in tool vereenvoudigd)

7.2.3. KWALITATIEVE WAARDERING

Voor de kwalitatieve berekening hebben we op basis van expertise een indeling gemaakt naarmate er voor de betreffende groenmaatregel in meer of mindere mate evidentie te vinden is voor effecten op de meerwaarde van woningen, recreatie en gezondheid.

7.2.4. KWANTITATIEVE WAARDERING

Het effect van groen wordt berekend op basis van Helgers en Vastmans 2016. In deze studie werden verschillende modellen geschat. We passen op een pragmatische wijze de lineaire functie toe.

De formule berekent parameters voor %extra groen op verschillende afstanden van een woning. Voor de natuurwaardeverkenner draaien we de redenering om en kijken in een straal van 400m van het desbetreffende groen (natuur of landbouw). We vertalen de parameters naar een stijging in de waarde van de woning per ha groen voor de grotere eenheden groen. Voor straatgroen geeft de gebruiker zelf in hoeveel % straatgroen (inclusief voortuinen) er in de straten (buffer van 30m) van zijn gebied aanwezig is.

7.2.5. MONETAIRE WAARDERING

Het effect van zicht op groen wordt uitgedrukt in een procentuele verandering van de waarde van de woningen. 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 236.634 euro 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.

7.2.6. UITGANGSPUNTEN

- Op basis van de recente studie van de KUL maken we een onderscheid tussen openbaar groen (natuurgebieden, bossen, parken en privébossen), landbouw en straatgroen. Er is geen onderscheid in kwaliteit van het groen.
- We berekenen de baten voor een gemiddelde woning.

7.2.7. TE GEBRUIKEN CIJFERS

Tabel 35: kwalitatieve score voor de dienst beleavingswaarde omwonenden

Score	evidentie	beschrijving
10	hoog	Hoge zichtbaarheid en veel evidentie over effecten op recreatie, wonen of gezondheid (voor alle thema's)
8		hogere zichtbaarheid, meer dan gemiddelde evidentie voor effecten op recreatie, wonen of gezondheid
6	gemiddeld	gemiddelde zichtbaarheid (lage vegetatie), gemiddelde evidentie voor effecten op recreatie, wonen en gezondheid
4		lage zichtbaarheid, gemiddelde evidentie voor effecten op recreatie, wonen en gezondheid
2	laag	beperkte zichtbaarheid, beperkte evidentie voor effecten op recreatie, wonen en gezondheid
0	geen	Geen effecten op recreatie, wonen of gezondheid

Tabel 36 Kwalitatieve score voor bevolkingsdichtheid van het gebied

inwoners per ha	vraag-score
0	0
1	1
5	2.5
10	5
25	10

Kwantitatieve waardering

% stijging in waarde van een gemiddelde woning met straatgroen in het studiegebied:

= $0.0853 \cdot \% \text{ straatgroen} \cdot \text{aantal woningen zicht op straatgroen} + 0.001448 \cdot \text{ha park/bos/natuur} \cdot \text{aantal woningen binnen 400m van dit groen} + 0.000939 \cdot \text{ha agrarisch incl. volkstuin} \cdot \text{aantal woningen binnen 400m van dit landgebruik}$

In de tool wordt momenteel enkel het straatgroen berekend.

Monetaire waardering

Pragmatische toepassing eenvoudige lineaire functie uit Helgers en Vastmans 2016. :

Effect op woningprijzen = $(0.0853 * \% \text{ straatgroen} * \text{aantal woningen zicht op straatgroen} + 0.001448 * \text{ha park/bos/natuur} * \text{aantal woningen binnen 400m van dit groen} + 0.000939 * \text{ha agrarisch incl. volkstuin} * \text{aantal woningen binnen 400m van dit landgebruik}) * 11015\text{€}/\text{jaar}$

7.2.8. VERTALING NAAR EEN INDICATOR

De kwantitatieve waardering (het % meerwaarde per woning) wordt als indicator weerhouden in het dashboard.

7.2.9. EEN VOORBEELD

Een ontwikkelingsproject voor een woonzone wil op een braakliggend terrein van 5 ha 30 woningen met privetuin aanleggen (verschillende perceelsgrootten), 36 appartementen, bewoners- en bezoekersparkeerplaatsen, een publiek park met daarin een stuk voorzien voor volkstuinen. De bewoners- en bezoekersparkeerplaatsen (0,35 ha) bestaan uit grasdallen. Langs de straten worden bomenrijen met ondergroei van perkplanten geplant (0,25 ha)

Het publieke park met de volkstuinen is 1,5 ha groot. Het park bestaat grotendeels uit loofbomen (0,75 ha en grasvelden (0,20 ha) en bloemenweide (0,05 ha).

Kwalitatieve waardering

Gewogen gemiddelde van de verschillende groenmaateregelen en de kwalitatieve score uit **Error! Reference source not found.**

De score voor het ontwikkelingsproject als geen openbaar groen of straat groen werd voorzien is 1 (woningen met geen zicht op 'publiek' groen)

Voor het ontwikkelingsproject is de score 4 (de som van de respectievelijke scores voor de groenmaateregelen delen door de totale oppervlakte van het gebied gecorrigeerd voor bevolkingsdichtheid).

Kwantitatieve waardering.

Het % straatgroen (bomenrijen en voortuinen) veronderstellen we op 25%

Effect op waarde woningen door groen = $0.001448 * 1\text{ha park} + 0.000939 * 0.5\text{ha volkstuin} + 0.0853 * 25\% \text{straatgroen} = 0.03$

De groen straten en het park met volkstuin heeft een gemiddelde meerwaarde op de waarde van de woningen in de omgeving van 3%

Monetaire waardering

Stel dat in een straal van 400m rond het park er 1500 woningen/appartementen liggen. In het studiegebied zijn dat er 66.

Meerwaarde woningen= $(0.001448 * 1 \text{ ha park} * 1566 \text{ woningen} + 0.000939 * 0.5 \text{ ha volkstuin} * 1566 \text{ woningen} + 0.0853 * 25\% \text{ straatgroen} * 66 \text{ woningen}) * 11015\text{€}/\text{jaar} = 48\,579\text{€}/\text{jaar}$

7.3. FYSISCHE EN MENTALE GEZONDHEID DOOR CONTACT MET GROEN

Er is veel wetenschappelijke evidentie die aantoont dat nabijheid van stedelijk groen een positief effect heeft op de fysieke en mentale gezondheid van omwonenden (Tzoulas, 2007; Konijnendijk, 2013). De recente review van Konijnendijk, 2013, lijst 86 peer reviewed studies op die een relatie aanduiden tussen gezondheid en nabijheid van stedelijke parken. Hierbij zijn er verschillende mechanismen die spelen:

- Zicht op en contact met natuur 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 cognitieve, fysieke en sociale ontwikkeling van kinderen.
- Nabijheid van groen verlaagt de kans op overgewicht en obesitas, al is de evidentie hier veel meer gemengd.
- Contact met natuur verhoogt de micro-biodiversiteit op de huid en de immuniteit (Haathela, 2013).
- Natuur biedt een specifiek kader van belang voor zorgtoerisme.

Welk groen draagt bij aan gezondheidsbaten?

De review van Konijnendijk focust weliswaar op stedelijke parken, maar er is meer evidentie dat alle omgevingsgroen kan bijdragen aan deze effecten. De indicatoren die gehanteerd worden verwijzen ofwel naar blauw-groene landgebruiken of vegetatie op basis van satellietbeelden. In de Nederlandse “Vitamine G” studies werden bijvoorbeeld alle groene landgebruiken meegenomen, zonder onderlinge weging (Maas, 2008). Dit omvat dus alle omgevingsgroen maar geeft geen informatie m.b.t. het effect van groene daken of gevelgroen. Verder wordt straatgroen enkel meegenomen als het dominant is binnen de gricel (25 m x 25 m). Recenter gezondheidsonderzoek maakt vooral gebruik van de NDVI-indicator (normalized difference vegetation index) (Rhew, 2011). Voorbeelden zijn de positieve effecten van groen (gemeten via NDVI) op levensverwachting (Villeneuve, 2012), hartfalen (Wilker, 2014) en mentale gezondheid (Beyer, 2014). Deze indicator wordt afgeleid uit satellietbeelden en heeft als voordeel dat alle groenvormen worden meegenomen, ongeacht hoe ze werden gekarteerd in landgebruikskarten. Het omvat bijv. ook private tuinen. In functie van kenmerken zoals fotosynthetische activiteit en ondergrond worden verschillende groenvormen en planten anders gewogen. Er zijn ons evenwel geen studies bekend die een relatie leggen tussen deze groenvormen en NDVI en die in het kader van het inschatten van gezondheidseffecten kunnen gebruikt worden. Deze indicator heeft ook zijn beperkingen. Zo krijgt water een nulscore, terwijl uit andere studies blijkt dat de aanwezigheid van water in omgeving voor wonen en recreatie hoog wordt gewaardeerd.

Verschillende studies hebben ook getracht om onderscheid te maken tussen toegankelijk recreatiegroen (bijv. parken) en ander groen, teneinde de effecten op gezondheid te verklaren vanuit de hypothese dat meer nabij groen aanzet tot meer beweging. De resultaten van deze studies tonen aan dat één generieke indicator voor nabijheid van toegankelijk groen onvoldoende nauwkeurig is om effecten van omgeving op beweging en gezondheid te vatten.

We kunnen aannemen dat hoog groen meer kans heeft om gezien te worden en dus tot hogere baten leidt, maar – behalve de mogelijk grotere bijdrage aan de NDVI – zijn er ons geen studies bekend die deze hypothese testen.

Hoe groot is het effect?

In navolging van Broekx, 2013, baseren we 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.

Tabel 37: Gezondheidseffecten van 10% extra groene ruimte binnen 1 km van woning, uitgedrukt in Daly's per 1000 inwoners

Morbiditeits eindpunt	Winst 10% extra groene ruimte	Totale ziektelast		Effect in DALY's door 10% extra groene ruimte		
		DALY's per 1000 inw	Aan- deel	DALY's per 1000 inw	Aan- deel	Weegfactor DALY's
Eindpunten meegerekend in waardering	A	B		A*B		C
<i>Mentale gezondheid</i>						
Angststoornissen	5%	14,23	8%	0,71	28,9%	0,17
Depressie	4%	10,69	6%	0,43	17,4%	0,42
<i>Fysieke gezondheid</i>						
Coronaire hartziekten	3%	20,98	12%	0,63	25,6%	0,29
COPD	3%	8,98	5%	0,27	11,0%	0,31
Diabetes mellitus	2%	8,88	5%	0,18	7,2%	0,2
Hartfalen	2%	4,06	2%	0,08	3,3%	0,15
Astma	3%	2,10	1%	0,06	2,6%	0,08
nek en rugklachten	2%	2,15	1%	0,04	1,7%	0,06
Acute urineweginfecties	3%	0,69	0,4%	0,02	0,8%	0,01
Infectieziekten van het maagdarmkanaal	3%	0,67	0,4%	0,02	0,8%	0,03
Infecties van de bovenste luchtwegen	3%	0,52	0,3%	0,02	0,6%	0,02
Eindpunten niet meegerekend wegens geen info over DALYs						
MUPS (medisch oververklaarde aandoen.)	3%					
Migraine	2%					
Vertigo	3%					
klachten rond spijsvertering	2%					
hoge bloeddruk	1%					
Totaal waarop natuur effect heeft		73,96	41%	2,46	100%	
<i>Totale ziekelast</i>		<i>180,12</i>	<i>100%</i>			

A. Op basis van epidemiologische studie Nederland (Maas, 2008)

B. Op basis van gegevens voor Nederland (Hoeymans et al, 2007)

C. Wegingsfactoren gebruikt in Hoeymans et al, 200

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. De relatie was het sterkste voor bevolkingsgroepen die verwacht worden veel tijd door te brengen in de nabijheid van de eigen woning zoals kinderen en groepen met een lagere socio-economische status.

De effecten zijn in deze tabel opgelijst in volgorde van belang. De eerste kolom geeft aan in welke mate de gezondheidseffecten toenemen indien het aandeel van groene ruimte stijgt met 10%. Voor angststoornissen dalen de negatieve gezondheidseffecten met 5%. Voor andere gezondheidseffecten varieert de daling van 4% voor depressie tot 1% voor hoge bloeddruk. Om het relatieve belang van deze gezondheidseffecten te schatten moeten we kijken hoe vaak ze voorkomen. Hiertoe hebben we ons gebaseerd op Nederlandse prevalentiecijfers, die aangeven hoe vaak een ziekte of aandoening gemiddeld voorkomt bij 1.000 mensen (Hoeymans, 2007). Om heel uiteenlopende gezondheidseffecten onderling te kunnen vergelijken en optellen drukken we deze effecten uit in DALY's. DALY's of disability adjusted life years is een indicator om verschillende gezondheidseffecten onderling te vergelijken. De indicator houdt rekening met ernst en duur van de aandoening en wordt uitgedrukt in aantal verloren gezonde levensjaren. Kolom B geeft aan dat de aandoeningen waar groen effect op heeft, relatief belangrijk zijn. De totale ziekelast per 1000 inwoners was voor Nederland 180 verloren levensjaren. Dit omvat zowel verloren gezonde levensjaren door vroegtijdig overlijden (mortaliteit) als door een gereduceerde levenskwaliteit (morbiditeit). Het geheel van de aandoeningen waar groen een positief effect op heeft vertegenwoordigen samen 40% van de totale ziektelast in Nederland of 74 verloren gezonde levensjaren (per 1.000 Nederlanders in 2007 (Hoeymans et al., 2007)). Groen heeft hierbij een relatief groot effect op enkele belangrijke gezondheidsproblemen zoals mentale problemen (angst en depressie), coronaire hartziektes, COPD en diabetes.

Samenvattend kunnen we op basis van Maas, 2008 besluiten dat 10% extra groen binnen een straal van 1km leidt tot een totale gezondheidswinst van 2,46 gezonde levensjaren per 1.000 inwoners. Daarnaast geeft de studie van Maas ook een relatie voor het aandeel groene ruimte binnen een straal van 3km rond de woonplaats en effecten op mentale gezondheid. Uit het Vitamine G-project blijkt ook dat deze inwoners minder bezoeken aan een huisdokter brengen. Deze resultaten zijn vergelijkbaar met deze van meer recent onderzoek (Alcock, 2014)

Zijn de effecten lineair ?

Op basis van de literatuur is de beste hypothese dat deze effecten lineair zijn en in dezelfde mate gelden voor omgevingen met weinig en veel stadsgroen. Het positieve effect geldt ook voor inwoners uit de relatief groenere omgevingen. In de Nederlandse studie (zie tabel 30) was de gemiddelde hoeveelheid groen respectievelijk 42 % en 60 % voor de 1 en 3 km radius rond de woning.

Zijn gezondheidseffecten volledig te verklaren door relatie stadsgroen en beweging ?

Er is heel wat wetenschappelijk bewijs dat toegankelijke en veilige groene ruimte een positieve invloed heeft op beweging en het welzijn van mensen (Croucher et al., 2007; HCN, 2004; Bird, 2004). Aantrekkelijke, groene en veilige omgevingen nabij huis of werk bieden de beste opportuniteiten om dagelijks te bewegen. De resultaten van een Europese enquête suggereren dat de kans op fysieke activiteit drie keer hoger is en het voorkomen van obesitas 40% lager in

buurtomgevingen waar veel groen aanwezig is in tegenstelling tot buurten met weinig groen (Ellaway et al, 2005).

De wetenschappelijke evidentie is echter verdeeld (Konijnendijk, 2013) over het effect van aanwezigheid groen op bewegen en obesitas. Niettegenstaande deze evidentie zijn er geen goede dosis-effectrelaties om het effect van groene ruimte op beweging te kwantificeren. Het verband tussen aanwezigheid van groen in de omgeving en fysieke activiteit is immers heel complex. Een studie in de UK geeft bijv. aan dat mensen die in wijken wonen met meer groen (exclusief private tuinen) meer fysiek actief zijn, maar dat dit te maken heeft met meer tuinieren en klussen, niet met meer wandelen (Mytton, 2012).

Overlappen gezondheidsbaten met andere batencategorieën ?

Er is een zekere overlap met de baten van recreatie en woongenot, en mogelijk ook met regulerende diensten zoals luchtkwaliteit, hittestress en geluidshinder. Maar de aard en omvang van de effecten en de onafhankelijke experimentele studies tonen aan dat er bijkomende effecten zijn die niet door de andere factoren kunnen verklaard worden. Een recente studie toont bijv. aan dat zowel bezoekers als niet-bezoekers gezondheidsbaten hebben van de nabijheid van een stadspark, en dat ze groter zijn voor de bezoekers (Tamosiunas, 2014). Gezondheidsstudies tonen ook aan dat deze positieve effecten van groen onafhankelijk zijn van verschillen in luchtkwaliteit (bijv. Villeneuve, 2012). Deze toets gebeurt evenwel niet systematisch voor alle onderzoek, en is bijv. niet meegenomen in het Vitamine G-project. In een bijkomende studie hebben de auteurs van het Vitamine-G project wel op basis van literatuur geconcludeerd dat het weinig waarschijnlijk is dat luchtkwaliteit en beweging de belangrijkste mechanismen kunnen zijn om de gezondheidseffecten te verklaren (in vergelijking met mechanismen zoals stress reductie en sociale contacten) (de Vries, 2009).

Zijn effecten groter in kansarme buurten ?

De effecten zijn groter voor meer kansarme bevolkingsgroepen, omdat zij kwetsbaarder zijn en/of meer tijd doorbrengen in hun directe woonomgeving. Kansarme bevolkingsgroepen (gedefinieerd in termen van inkomen, opleidingsniveau, ethniciteit, ...) worden vaker getroffen door ziektes en hebben een lagere levensverwachting. Verschillende onderzoeken hebben aangetoond dat dit effect kleiner is voor kansarmen die in een omgeving wonen met meer groen, in vergelijking met kansarmen die een omgeving wonen met minder groen. Dit effect is bijv. aangetoond voor levensverwachting en vaatziekten voor het V.K. (Mitchell and Popham, 2007), voor kindersterfte in Frankrijk ((Kihal-Talankite, 2023) en voor ziekte en perceptie van eigen gezondheid in Nederland (Maas, 2009). Bovenvermelde resultaten voor Nederland (Tabel 37) zijn sterker voor mensen met een lager opleidingsniveau, een lagere socio-economische status en voor kinderen (-12 jaar) en ouderen (46-65 jaar) (Maas, 2009; Groenewegen, 2012). De cijfers uit de studie laten echter niet toe om deze verschillen tussen groepen te kwantificeren. Studies die specifiek kijken naar mogelijke verklaringsmechanismen voor deze verschillen noemen blootstelling aan stress een belangrijke factor. Morrens, 2009, toont aan dat mensen uit lagere sociaal economische klassen meer stress ondervinden. Bijgevolg is het milderende effect van groene leefomgeving op stress gerelateerde gezondheidsimpacten groter voor deze groepen.

Benodigde inputgegevens:

- Het aantal inwoners binnen 100m van het studiegebied

- Aantal m² groen binnen het studiegebied te berekenen door de oppervlakte groenmaatregelen in het studiegebied (inclusief) gevelgroen op te tellen

7.3.1. KWALITATIEVE WAARDERING

De identificatie van gezondheidseffecten komt in sterke mate overeen met de werkwijze voor de verhoging van de kwaliteit van de woonomgeving en bouwt dus vooral voort op nabijheid van bevolking. De sterkste evidentie en de grootste impacts hangen samen met het aantal inwoners in het gebied binnen een straal van 100m rond het gebied. Gebieden met een hoge score hebben of een hogere aantrekkelijkheid of relatief meer inwoners in en rond het studiegebied dan gebieden met een lage score.

7.3.2. 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 38: Samenvattende tabel gezondheidseffecten van 10% extra groene ruimte binnen 1km en 3 km van woning

Gezondheidseffecten	Voor 10% extra groene ruimte binnen een straal van
	1 km
Mentaal	1,14
Andere	1,32
Totaal	2,46

uitgedrukt in DALY's per 1.000 inwoners

Om dit te gebruiken in de natuurwaardeverkenner hebben we dit omgerekend naar DALY's voor 1 ha groene ruimte (landbouw, natuur, bos) (zie Tabel 39) 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
- 0.0783 DALY voor 1 ha natuur in een straal van 1 km

Om het aantal m² groen in de woonomgeving te berekenen hanteren we een pragmatische aanpak. De oppervlakte van verticaal groen wordt ook meegenomen.

Omdat het hier om vaak kleine groenelementen gaat in een stedelijke context nemen we enkel de baten voor gezondheid mee van de inwoners binnen 100m van het studiegebied.

7.3.3. 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 waarderingsstudies). 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 prijspijl 2014 is dit 103000 euro per DALY.

7.3.4. 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.
- We maken de assumptie dat de kleinschalige groenelementen binnen het studiegebied enkel een invloed hebben op de inwoners in het studiegebied.

7.3.5. TE GEBRUIKEN CIJFERS

Zie tabel 34 en 35.

Tabel 39: Kwantitatieve waardering van gezondheidseffecten van 1 ha extra groen in DALY per 1000 inwoners

binnen een straal van	1 km
Mentaal	0.036
Andere	0.042
Totaal	0.078

Uitgedrukt in DALY

Monetaire waardering is 103.000€ per DALY

7.3.6. VERTALING NAAR EEN INDICATOR

Omdat DALY niet een zo voor de hand liggende eenheid is, hebben we deze vertaald naar het aantal doktersbezoeken dat 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 als such omdat dit de vermeden gezondheidskosten voor de maatschappij weergeeft.

7.3.7. EEN VOORBEELD

Een ontwikkelingsproject voor een woonzone wil op een braakliggend terrein van 5 ha 30 woningen met privetuin aanleggen (verschillende perceelsgrootten), 36 appartementen, bewoners- en bezoekersparkeerplaatsen, een publiek park met daarin een stuk voorzien voor volkstuinen. De bewoners- en bezoekersparkeerplaatsen (0,35 ha) bestaan uit grasdallen. Langs de straten worden bomenrijen met ondergroei van perkplanten geplant (0,25 ha)

Het publieke park met de volkstuinen is 1,5 ha groot. Het park bestaat grotendeels uit loofbomen (0,75 ha en grasvelden (0,20 ha) en bloemenweide (0,05 ha).

De kwalitatieve waardering is gebaseerd op tabel 34 omdat deze score een algemene score geeft voor effect op culturele diensten van de groenmaatregelen en gecorrigeerd voor de bevolkingsdichtheid van het gebied (vraag).

De score voor het ontwikkelingsproject als geen openbaar groen of straat groen werd voorzien is 1 (woningen met geen zicht op 'publiek' groen)

Voor het ontwikkelingsproject is de score 4 (de som van de respectievelijke scores voor de groenmaatregelen delen door de totale oppervlakte van het gebied).

Er wonen 158 mensen in het gebied. De bevolkingsdichtheid in het gebied is 10 inw/ha wat een score van 5 geeft (tabel 35).

De totale kwalitatieve score = gemiddelde van 4 en 5 = 4,5

Kwantitative waardering

Aantal DALY = 158 inwoners * 0.078 DALY/1000 inwoners * 3,3 ha groen in het studiegebied = 0,4 DALY

Monetaire waardering

Waarde = 0,4 DALY * 103000€/DALY.jaar = 4120€/jaar

7.4. ONTWIKKELING VAN KINDEREN

Contact met een natuurlijke omgeving heeft potentieel positieve effecten op de lichamelijke, cognitieve en sociale ontwikkeling van kinderen. Dit valt ten dele samen met bovenvermelde effecten op gezondheid, maar het is nuttig dit afzonderlijk te vermelden omdat dit effect niet gevat wordt in bovenvermelde indicatoren. Deze indicatoren zijn ook te divers om met één indicator te vatten en te kwantificeren. Er zijn ons ook geen studies bekend die dit monetair waarderen.

De relatie tussen groene woonomgeving en effecten op motorische ontwikkeling, speelgedrag, lichamelijke activiteit en de kans op overgewicht lijken het best bewezen in wetenschappelijke literatuur (1980-2006) (van den Berg, 2007). Kinderen met eenvoudige toegang tot veilige groene ruimten (bv. parken, ...) hebben een hogere kans om fysiek actief te zijn dan anderen, met een positief effect op hun gezondheid als gevolg (Vreke et al., 2006). Dit geldt zeker voor kinderen uit lage inkomensgezinnen (Mitchell et al 2008, Croucher et al 2007). De grootste gezondheidswinsten van groen zijn te boeken in de armere buurten (Mitchell and Popham, 2007). Onderzoek uit Nederland toont aan dat jongens uit gebieden die aan de Nederlandse groennorm voldoen (met name minstens 75m² openbaar groen per woning binnen 500 meter van de woning) bijna 15% meer buiten spelen (gemiddeld 1,5 uur per week) dan jongens die wonen in wijken onder de groennorm. Alleen bij jongens vond het onderzoek een direct verband tussen extra buiten spelen en een verminderde kans op overgewicht, wellicht omdat meisjes minder intensief buiten spelen (de Vries et al, 2008). Een uur langer buitenspelen zou resulteren in 25% minder kans op overgewicht. Onderzoek met GPS en versnellingsmeters in Bristol, UK toont een genuanceerd beeld waarbij kinderen (vooral jongens) in een meer groene omgeving intensiever actief zijn (Wheeler, 2010).

Er is in de literatuur (1980-2006) maar weinig bewijskracht voor het effect van groen op de cognitief emotionele ontwikkeling van kinderen (van den Berg, 2007). Volgens de auteur heeft dit meer te maken met gebrek aan gecontroleerd onderzoek, dan met gebrek aan effecten. Naar analogie met effecten bij volwassenen mag men immers ook hier positieve effecten verwachten (Veneklaas, 2011). Experimenteel onderzoek in Nederland toont positieve resultaten van het herinrichten van schoolpleinen met groen (De Vries, 2013), waaruit lessen voor inrichting worden getrokken. Recenter onderzoek vond een relatie tussen groene omgeving (NDVI) in Barcelona en ADHD bij kinderen (Amoly, 2014), wat in lijn is met observationeel onderzoek in Nederland (van den Berg, 2011).

7.5. SOCIALE CONTACTEN

Er zijn tal van beschrijvende studies over de voordelen van groene omgeving en de mogelijkheid tot sociale contacten (van Meerbeek, 2014). Het bevorderen van sociale contacten wordt als een van de hoofdoorzaken genoemd (samen met compensatie van stress) voor de verklaring van de positieve effecten van nabijheid van natuur op gezondheid in het Nederlandse Vitamine G-project. Het wordt ook als belangrijker omschreven dan beweging (van den Berg, 2010). Er zijn daarentegen nauwelijks empirische studies die de hoeveelheid groen in de stad en sociale contacten cohesie bestuderen, en hun bevindingen lopen uiteen (Veneklaas, 2011; Konijnndijk 2012).

Grootschalig onderzoek in Nederland heeft aangetoond aan dat mensen zich veiliger voelen in gemeenten met een hoger percentage groen, met uitzondering van de meest verstedelijkte gemeenten (Maas, 2009). Deze positieve relatie tussen hoeveelheid groen en veiligheidsgevoel gaat zowel op voor open groen (gras, strand, heide,...) als voor gesloten groen (bossen), en geldt ook voor zogenaamd zwakkere groepen zoals vrouwen, ouderen, etnische minderheden. Het is niet

geweten waarom deze relatie niet opgaat in de meest verstedelijkte gebieden. Mogelijke verklaringen zoals de invloed van hogere gebouwen en meer verwaarloosd groen konden niet verder onderzocht worden.

De Vries, 2009, heeft theoretisch onderzoek gedaan naar groenvormen die sociale contacten bevorderen. Groene routes (bijv. straten met bomen) bevorderen snelle contacten maar voor meer diepgaande contacten zijn goed ingerichte groene oases (plantsoenen en parkjes met banken) van belang.

7.6. INTERMEZZO: EXPERTGEBASEERDE WAARDERINGSSYSTEMEN VOOR INDIVIDUELE BOMEN

In Vlaanderen, net als in een groot aantal landen (bijv. US, UK, Spanje, Australië, Hongarije, Nieuw Zeeland, Duitsland), is er een algemeen taxatie- of waarderingssysteem om bomen individueel te waarderen, voornamelijk in het kader van vergoedingen voor schade aan bomen (verzekeringen, geschillen,...) of voor planning (Agentschap Wegen en Verkeer, 2014; Hedgedus, 2011; Sarajevs, 2011; Cullen, 2007). Voor Vlaanderen is de methode voor waardering van bomen behorend tot het openbaar domein opgenomen in het standaardbestek 250 van de Vlaamse overheid (Agentschap Wegen en Verkeer, 2014).

De meeste van deze taxatiemethodes zijn enerzijds gebaseerd op de vervangingskosten om eenzelfde boom terug te planten, maar houden verder ook rekening met de bijdrage van de boom aan de belevingswaarde van zijn omgeving. Interessant voor deze handleiding zijn de elementen die meespelen bij deze beoordeling, en hoe zij concreet worden ingevuld. Net als het Vlaamse systeem gaan de meeste systemen uit van een eenvoudige waarderingsformule. Omdat dit een generieke beschrijving is, verschilt de naamgeving soms van deze uit de Vlaamse methodiek.

$$\text{Boomwaarde } W = \text{Basiswaarde} \times \text{Soort} \times \text{Plantwijze} \times \text{Omvang} \times \text{Gezondheid} \times \text{Locatie}$$

Waarbij:

- Basiswaarde: meestal (en ook in Vlaanderen) gebaseerd op een vervangingskost (kost voor aankoop, transport en planten van eenzelfde type boom) of op basis van het effect van groen op de vastgoedwaarde (Helliwell-methode, UK). De eenheden verschillen tussen de methodes. In de Vlaamse methode is dit in euro/m² stam (doorsnede stam op 1,3 meter hoogte). De Helliwell methode daarentegen hanteert een abstract puntensysteem, waarbij een punt wordt gewaardeerd op basis van een kengetal voor de meerwaarde van groen voor de vastgoedwaarde.
- Soort: correctie voor de verschillen in basiswaarde per soort (de basiswaarde kan ook per soort worden gespecificeerd), meestal in functie van de aankoopkost van de plant. Sommige methodes corrigeren nog verder voor de mate van geschiktheid van de soort, gegeven klimaat en bodem.
- Plantwijze: De Vlaamse methode corrigeert voor plantwijze, waarbij individuele bomen hoger scoren dan bomen in rijen, groepen of in bos.
- Gezondheid: correctiefactor in functie van de gezondheid van de boom (conditie in Vlaamse methode). Sommige methodes corrigeren nog verder voor verwachte levensduur van de boom.
- Omvang: correctiefactor voor omvang, indien nieuwe boom kleiner is dan vorige boom.
- Locatie: (standplaats in Vlaamse methode) correctiefactor voor bijdrage boom aan aantrekkelijkheid en het belang van de locatie.

De concrete invulling van deze factoren kan men best toelichten aan de hand van enkele voorbeelden op basis van de Vlaamse methode, de CLTA uit de VS (Council of Tree And Landscape Appraisers) en enkele methodes uit de UK.

- **Omvang en beleving:** In de CLTA worden grotere bomen (grotere stam of grotere kruin) hoger gewaardeerd op basis van een kwadratische functie (Cullen, 2007). Op deze wijze is een boom met stamdiameter van 1 meter bijvoorbeeld tot 40 keer meer waard dan een boom met een stamdiameter van 15 cm. Dit weerspiegelt het verschil in belevingswaarde. Geknotte bomen worden op deze basis ook minder gewaardeerd dan bomen met een vrij ontwikkelde kruin. In de Vlaamse methode wordt bij conditie of gezondheid van de boom ook rekening gehouden met de omvang van de kruin. Al deze elementen wijzen erop dat een grotere boom een hogere waarde kan hebben. In het Engelse Heliwell methode weegt dit zelfs mee voor één derde van de totale punten.

- Locatie en beleving:

De locatie of standplaatsfactoren in de Vlaamse methode zijn eenvoudig bepaald op basis van het type woongebied, waarbij het verschil maximaal 0,4 punten kan bedragen (Agentschap wegen en verkeer, 2014) :

Omschrijving locatie	Deelscore
Stadscentrum	1,0
Gesloten bebouwing - dorpskern	0,9
Open en halfopen bebouwing	0,8
Overgangszone: bebouwde kom - landelijk gebied	0,7
Landelijk gebied	0,6

In het Amerikaanse CLTA zijn locatiefactoren meer in detail uitgewerkt en gebaseerd op de esthetische kwaliteiten van het landschap in zijn geheel en de bijdrage van de individuele boom aan die kwaliteiten. De bijdrage van een individuele boom zal doorgaans hoger zijn voor een solitaire boom dan voor een boom in groep. Hij zal ook hoger zijn als hij bijvoorbeeld het zicht op een lelijk gebouw afschermt. Bomen in een mooie laan met historische gebouwen worden hoger gewaardeerd dan bomen langs een autosnelweg of op industrieterrein. Ook functionele kenmerken, zoals het geven van schaduw aan een terras, worden meegenomen. Dit systeem is dus enerzijds veel meer verfijnd dan de kengetallen uit de Vlaamse methode, maar de beoordeling van de locatie is anderzijds vrij subjectief (Cullen, 2007). Verder neemt het CLTA ook geen systematische correctie mee voor plantvorm, maar doet dat dus wel in dit kader van de bijdrage van de boom aan het landschap.

- Bevolkingsdichtheid en belevingswaarde: De Londense CAVAT-methode (Capital Asset Value for Amenity Trees) houdt expliciet rekening met het aantal mensen dat kan genieten van de boom, berekend op basis van de bevolkingsdichtheid en de toegankelijkheid van locatie en of zichtbaarheid van de boom. (Sarajev, 2007).
- Schaarste : De Helliwell taxatiemethode neemt expliciet schaarste mee als één van de criteria, en het weegt voor 18 % mee. In de Vlaamse methode is dit ten dele weerspiegeld in de indicator voor plantwijze. Een solitaire boom wordt ongeveer dubbel zo hoog gewaardeerd dan bomen in groep en vijf keer zoveel als een boom in het bos.

Alhoewel deze methodes dezelfde kenmerken meenemen, lopen in de toepassing de details en kengetallen uiteindelijk wel ver uit elkaar zodat de uiteindelijke scores en waarderingen sterk kunnen uiteenlopen. Dit wordt geïllustreerd in een vergelijkende studie in de VS waarbij verschillende taxateurs aan de hand van verschillende methodes (uit verschillende landen) dezelfde 6 bomen taxeren (Watson, 2002). Hieruit blijkt dat de waardes tussen de methodes een orde van grootte verschillen. Bij eenzelfde methode zijn de verschillen tussen individuele taxateurs een factor 2 tot 3. Een vergelijkende studie voor Boedapest toont ook grote verschillen in de resultaten van praktische toepassingen van deze taxatiemethodieken (Hedgedus, 2011).

Deze methodieken illustreren dus dat algemeen erkend wordt dat deze factoren bijdragen aan de (belevings)waarde van bomen, maar de kengetallen zijn te uiteenlopend om deze zomaar mee te nemen in een beoordelingssysteem voor Vlaanderen. De concrete gevalstudies illustreren ook dat de belevingswaarde van bomen groot kan zijn. Bij het Engelse Helliwell kan dit bijvoorbeeld oplopen tot 150.000€ voor een boom met een maximum score op alle onderdelen.

→ **Literatuurlijst culturele diensten**

Agentschap wegen en verkeer (2014), Uniforme methode voor de waardering van bomen behorend tot het openbaar domein, Algemeen bestek 2050, hoofdstuk II.11, Vlaamse Overheid.

Alcock, I., White, M. P., Wheeler, B. W. (2014). Longitudinal Effects on Mental Health of Moving to Greener and Less Green Urban Areas. *Environmental Science and Technology*. 48: 1247–1255. DOI: 10.1021/es403688.

Ambrey C., Fleming, C. (2011), Public Greenspace and Life Satisfaction in Urban Australia, *Urban Studies* 51 (6), 1290-1321

Aminal, 1993. Lange Termijnplanning Groenvoorziening. Brussel: Mens & Ruimte en de Vereniging voor Openbaar Groen (VVOG) in opdracht van de Vlaamse Gemeenschap (AMINAL), 2 boekdelen, respectievelijk 65 en 235 pag.

Amoly E. , Dadvand, P., Forns, J., López-Vicente, M., Basagaña, X., Julvez, J., Alvarez-Pedrerol, M., Nieuwenhuijsen, M.J., Sunyer, J. (2014) Green and Blue Spaces and Behavioral Development in Barcelona Schoolchildren: The BREATHE Project, *Environmental health perspectives*, 2014, <http://dx.doi.org/10.1289>

Bateman I., Abson D., Beaumont N., Darnell A., Fezzi C., Hanley N., Kontoleon A., Maddison D., Morling P., Morris J. (2011). *Economic Values from Ecosystems. The UK National Ecosystem Assessment Technical Report*. Cambridge: UK National Ecosystem Assessment, UNEP-WCMC. p 1067-1152.

Bjerke T., torbjørn Østdahl, Christer Thrane, Einar Strumse (2006), Vegetation density of urban parks and perceived appropriateness for recreation, *Urban Forestry & Urban Greening* 5 (2006) 35–44

Brander, L.M., Koetse M.J. (2011) , The value of urban open space: Meta-analyses of contingent valuation and hedonic pricing results, *Journal of Environmental Management*, Volume 92, Issue 10, October 2011, Pages 2763–2773.

Bréchet, Th., Gérard, A., Mion, G. (2009), Une évaluation objective des nuisances subjectives de l'aéroport de Bruxelles-National, *Institut de Recherches Economiques et Sociales de l'Université Catholique de Louvain*, Février 2009, Numéro 66.

Broekx S., De Nocker L., Liekens I., Poelmans L., Staes J., Van der Biest K., Meire P., Verheyen K. (2013). Raming van de baten geleverd door het Vlaamse Natura 2000-netwerk. Studie uitgevoerd in opdracht van het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB/IHD/11/03) door VITO, Universiteit Antwerpen en Universiteit Gent. Brussel. 2013/RMA/R/87.

Broos, S. 2013, *The Hedonic Analysis : an Application to the Belgian Housing Market*.

Brouwer, R. et al. (2007b) *De Baten van Wonen aan Water: Een Hedonische Prijsstudie naar de Relatie tussen Huizenprijzen, Watertypen en Waterkwaliteit*, IVM, Amsterdam.

Burgess, D, Finney, Matthews, Patton (2012), *Landscape valuation, choice experiment or contingent valuation*, working paper AFBI, Belfast, 2012

Cavailhes, J., Thomas, I. (2010), *The influence of urban sprawl on farmland prices in Belgium*, CORE and Department of Geography, University catholique de Louvain, Working paper, 2010

Clements, J. (2013), *The Green Edge: How Commercial Property Investment in Green Infrastructure Creates Value*, Natural Resources Defense Council, New York, 2013

Colson, 2009, *La fonction récréative des massifs forestiers wallons : analyse et évaluation dans le cadre d'une politique forestière intégrée* (Thèse de doctorat). Gembloux, Faculté universitaire des Sciences agronomiques, 277 p., 104 tabl., 71 fig.

Dammers E., van Hinsberg, A., Wiersinga, W., van Egmond, P., Vader, J., Melman, D., van der Bilt, W., van Oostenbrugge, R. (2013) , *Natuurverkenning 2010-2040. Achtergrondrapport, Planbureau voor de Leefomgeving*, Den Haag, 2013.

Decoster A. and De Swerd K. (2005), *Why and how to construct a genuine Belgian price index of house sales?*, *Tijdschrift voor Economie en Management*, 51(2), 309-329.

Decuyper, Y., Van den Berghe, J., Heyens, V., Evens, L., Demeyere, D. (2005). "Parken, ver en dichtbij". In: Hermy M, Schauvliege M, Tijskens G; *Groenbeheer, een verhaal met toekomst*. pp. 466-506.

De Baerdemaeker, M., Lievevrouw, P., Vandekerckhove, B., Vastmans, F., Buyst, E., 2011. *De sociaal-economische impact van het onroerend erfgoed(beleid) in Vlaanderen*. Studie voor de Vlaamse overheid departement RWO.

De Bruyne, K. (2013): "Explaining the Spatial Variation in Housing Prices : an Economic Geography Approach," *Applied Economics*, 45(13), 1673–1689.

de Vries, S., Jellema, A., Goossen, M. 2004 , *FORVISITS: modelling visitor flows at a regional level*, Working Papers of the Finnish Forest Research Institute, 2004, 7 p.

de Vries, S., Maas, J., Kramer, H. (2009), *Effecten van nabije natuur op gezondheid en welzijn, mogelijke mechanismen achter de relatie tussen groen in de woonomgeving en gezondheid*, Wageningen, WOt-rapport 91, 83 blz.

de Vries, S., Langers, F., Donders, J.L.M., Willeboer, M.T., van den Berg, A.E. (2013) *Meer groen op het schoolplein: een interventiestudie*, Wageningen : Alterra Wageningen UR, 2013 (Alterra-rapport 2474) - 181 p.

de Vries, S., Langers, F., Breman, B.C., Hemke, E. (2013) *Groene schoolpleinen, wat levert het op?, Effecten van vergroening van vier schoolpleinen in een krachtwijk in Rotterdam 2010-2013*, Wageningen : Alterra, Wageningen UR., 2013 - 8 p.

Eyckmans, J. De Jaeger, S., Rousseau S. (2013), *Hedonic Valuation of Odor Nuisance Using Field Measurements: A Case Study of an Animal Waste Processing Facility in Flanders*, *Land Economics* February 2013 89:53-75

Gibbons, S., Mourato, S., Resende, G. (2011). *The Amenity Value of English Nature : A Hedonic Price Approach*, *Environmental and Resource Economics Special Issue on the UK National Ecosystem Assessment*, 57(2), 175-196

Glorieux, I., Minnen J., Van Tienoven, T.P. (2008). *Een weekje België. Enkele resultaten van het Belgisch tijdsbestedingsonderzoek 2005 (TBO'05)*. Onderzoeksgroep TOR, Vakgroep Sociologie, Brussel, 2008. (<http://www.time-use.be/>).

Gómez-Baggethun, E.; Barton, D.N. (2013), *Classifying and valuing ecosystem services for urban planning*, *Ecological Economics* 86 (2013) 235–245

- Groenewegen, P.P., van den Berg, A.E., Maas, J., Verheij, R.A., de Vries, S. (2012) Is a green residential environment better for health? if so, why? *Annals of the Association Of American Geographers* 102 (2012)5. - ISSN 0004-5608 - p. 996 – 1003
- Haahtela, T., Holgate, S., Pawankar, R., Akdis, C.A., Benjaponpitak, S., Caraballo, L., Demain, J., Portnoy, J., von Hertzen, L., WAO Special Committee on Climate Change and Biodiversity (2013), The biodiversity hypothesis and allergic disease: world allergy organization position statement, *World Allergy Organization Journal* 2013, 6:3
- Hegedüs A., Baal, Berges (2011); Tree appraisal methods and their application – first results in one of Budapest's districts, *Applied Ecology and environmental Reseach* 9(4):411-423.
- Helliwell, D.R. (2000): *Amenity valuation of trees and woodlands* (rev. ed.). – Arboricultural Association, Romsey, Hants, United Kingdom.
- Hoffmans W., van de Laar, S. (2011), *De toekomst van recreatie om de stad, Onderzoek naar kwantitatieve en kwalitatieve behoefte aan recreatiemogelijkheden in de Provincie Utrecht*, Kenniscentrum Recreatie, april 2011.
- Hop, M.E.C.M., Hiemstra, J.A. (2013) *Ecosysteemdiensten van groene daken en gevels, Een literatuurstudie naar diensten op het niveau van wijk en stad.*
- Janssens, D., Cools, M., Miermans, W. (2010). *Onderzoek Verplaatsingsgedrag Onderzoek Verplaatsingsgedrag* (Vol. 2)
- Joly, D., Brossard, T., Cavailhès, J., Hilal, M., Tourneux, F., Tritz, C., Wavresky, P. (2009) A Quantitative Approach to the Visual Evaluation of Landscape, *Annals of The Association of American Geographers - ANN ASSN AMER GEOGR* , vol. 99, no. 2, pp. 292-308, 2009, DOI: 10.1080/00045600802708473
- Kaplan, R., & Kaplan, S. (1989). *The experience of nature: A psychological perspective*. Cambridge University Press.
- Kissinger, D., Van Ells, J. (1998): *Tree Evaluation and appraisal*. – Wisconsin Urban & Community Forests 6(3): 1 and 9-11.
- Konijnendijk C.C., Annerstedt, M., Nielsen, A.B., Maruthaveeran, S. (2013), *Benefits of Urban Parks, A systematic review* , Report for IFPRA, Copenhagen & Alnarp, January 2013
- KPMG, 2012, *The Economics of Ecosystems & Biodiversity - Groen, gezond en productief*; 39 p. <http://www.kpmg.com/NL/nl/IssuesAndInsights/ArticlesPublications/Documents/PDF/Sustainability/Groen-gezond-en-productief.pdf>
- Kroll, C.A., Cray, A.F. (2010). *Hedonic Valuation of Residential Resource Efficiency Variables; A Review of the Literature*; The Center for Resource Efficient Communities; University of California, Berkeley; 53 p.
- Lieken, I., Schaafsma, M., Staes, J., De Nocker, L., Brouwer, R., Meire, P., (2009), *Economische waarderingsstudie van ecosysteemdiensten voor MKBA. Studie in opdracht van LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid, VITO, 2009/RMA/R308.*
- Lieken, I., Schaafsma, M., De Nocker, L., Broekx, S., Staes, J., Aertsens, J., et al. (2013), *Developing a value function for nature development and land use policy in Flanders, Belgium*. *Land Use Policy*, 30(1), 549–559.

- Luttik, J., (2000) The value of trees, water and open space as reflected by house prices in the Netherlands. *Landscape and Urban Planning* 48 (3-4): 161-167.
- Maas, J. (2008) *Vitamin G: Green environments, healthy environments*, Proefschrift ter verkrijging van de graad van doctoraat Universiteit Utrecht, Utrecht, 2008
- Maas, J., Verheij, R.A. (2007) Are health benefits of physical activity in natural environments used in primary care by general practitioners in The Netherlands? *Urban Forestry and Urban Greening* 6(4): 227-233.
- Maas, J., Verheij, R.A., de Vries, S., Spreeuwenberg, P., Schellevis, F.G., Groenewegen, P.P. (2009). Morbidity is related to a green living environment. *J Epidemiol Community Health*. 2009 Dec;63(12):967-73.
- Maas, J., Verheij, R.A., Groenewegen, P.P., de Vries, S., Spreeuwenberg, P. (2006), Green space, urbanity, and health: how strong is the relation? *Journal of Epidemiology and Community Health* 60(7): 587-592.
- Maas, J., Verheij, R.A., Spreeuwenberg, P., Groenewegen, P.P. (2008) Physical activity as a possible mechanism behind the relationship between green space and health: a multilevel analysis. *BMC Public Health*. 2008 Jun 10;8:206.
- Maas J, Spreeuwenberg P, Van Winsum-Westra M, Verheij R A, de Vries S, Groenewegen P P, (2009), "Is green space in the living environment associated with people's feelings of social safety?" *Environment and Planning A* 41(7) 1763 – 1777
- McCormack, G.R., Rock, M., Toohey, A.M., Hignell, D. (2010) , characteristics of urban parks associated with park use and physical activity: A review of qualitative research, *Health & Place* 16(2010)712–726
- Mitchell R. and Popham F. (2008), Effect of exposure to natural environment on health inequalities: an observational population study, *The Lancet*, Volume 372, No. 9650, p1655–1660
- 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.
- Morancho, A.B., 2003. A hedonic valuation of urban green areas. *Landscape and Urban Planning* 66, 35-41.
- Morrens Bert, Loots Ilse, Bruckers Liesbeth, Keune Hans, den Hond Elly, Nelen Vera, Schoeters Greet, Baeyens Willy, van Larebeke Nik (2009) .- Iedereen gelijk voor de gezondheidsimpact van milieuvervuiling? In "Armoede en sociale uitsluiting: jaarboek" 2009 / Vranken, Jan et al.; Leuven, Acco, 2009, p. 215-233
- Mytton Oliver T, NickTownsend Harry Rutter Charlie Foster (2012), Green space and physical activity: An observational study using Health Survey for England data, *Health & Place* 18 (2012) 1034–1041.
- Natuurindicatoren, 2011. Draagvlak: Sociaal draagvlak: bezoeken aan bossen en natuurgebieden. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. www.natuurindicatoren.be (versie van 06-09-2011).
- Natuurpunt, (2014), Rapport Grote Natuurenquête, Wat vindt de Vlaming van het Vlaamse natuurbeleid en hoe zetten we dit om naar een beleidsadvies voor de nieuwe Vlaamse regering?

NECR, 2012, Monitor of Engagement with the Natural Environment: The national survey on people and the natural environment Technical Report (2011-12 survey) , Natural England Commissioned Report NECR095 , July 2012

Neuvonen, M., Sievänen, T., Tönnies, S., Koskela, T. (2007), Access to green areas and the frequency of visits – A case study in Helsinki, *Urban Forestry & Urban Greening* -01/2007; 6(4):235-247.

Owen, N., Humpel, N., Leslie, E., Bauman, A., Sallis, J.F. (2004) , Understanding Environmental Influences on Walking Review and Research Agenda, *Am J Prev Med* 2004;27(1):67–76), doi:10.1016/j.amepre.2004.03.006

Perino, G., Andrews, B., Kontoleon, A., Bateman, I. (2014) The value of urban green space in Britain: a methodological framework for spatially referenced benefit transfer, 251-272.

Rhew, I.C., Stoep, A.V., Kearney, A., Smith, N.L., Dunbar, M.D. (2011) Validation of the normalized difference vegetation index as a measure of neighborhood greenness. *Ann. Epidemiol.* 2011, 12, 946–952

Roos-Klein Lankhorst J., S. de Vries, A.E. Buijs, A.E. van den Berg, M.H.I. Bloemmen, C. Schuiling (2005), *BelevingsGIS versie 2, Waardering van het Nederlandse landschap door de bevolking op kaart, Alterra-rapport 1138, Wageningen, 2005*

Roovers P., Hermey M. & Gulinck H. (2002), Visitor profile, perceptions and expectations in forests from a gradient of increasing urbanisation in central Belgium. *Landscape and Urban Planning* 59: 129-145

Sander, H., Polasky, S., Haight, R.G. (2010) , The value of urban tree cover: A hedonic property price model in Ramsey and Dakota Counties, Minnesota, USA, *Ecological Economics* 69 (2010) 1646–1656

Sen, A., Harwood, A., Bateman, I.J., Munday, Crowe, A.P., Brander, L., Raychaudhuri, J., Lovett, A., Foden, J., Provins, A. (2014), *Economic Assessment of the Recreational Value of Ecosystems: Methodological Development and National and Local Application, Environmental and Resource Economics* , February 2014, Volume 57, Issue 2, pp 233-249.

Schaerer, C. (2008), *Assessing Environmental Amenities and Testing for Discrimination in Housing Markets using Hedonic Price Models*, PHD thesis, Ecole polytechnique fédérale de Lausanne, 2008

Schreurs, T (2006), *De vastgoedmarkt, betaalbaarheid en prijsdeterminanten van Limburgse woonhuizen*, U Hasselt, 2006

Siikamäki, J. (2011). Contributions of the US state park system to nature recreation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* (Vol. 108, pp. 14031–6). doi:10.1073/pnas.1108688108.

Sijtsma, F., de Vries, S., van Hinsberg, A., Diederiks, J. (2012), Does ‘grey’ urban living lead to more ‘green’ holiday nights? A Netherlands Case Study, *Landscape and Urban Planning* 105, 250–257

Simoens, I. (2010). Hoofdstuk VII. Groene ruimte voor recreatie. In: Jacobs et al. *Ecosysteemdiensten in Vlaanderen: een verkennende inventarisatie van ecosysteemdiensten en potentiële ecosysteemwinsten*. University of Antwerp, pp. 142-165

Sirmans, G. , David A. Macpherson, Zietz (2006), The Value of Housing Characteristics: A Meta Analysis, The Journal of Real Estate Finance and Economics, November 2006, Volume 33, Issue 3, pp 215-240

Tamosiunas, A., Grazuleviciene, R., Luksiene, D. (2014). Accessibility and use of urban green spaces, and cardiovascular health: findings from a Kaunas cohort study. Environmental Health. 13(1): 20. DOI:10.1186/1476-069X-13-20

TEEB (2010), The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB.

Tyrvaainen, L., Miettinen, A. (2000). Property Prices and Urban Forest Amenities. Journal of Environmental Economics and Management 39: 205-223

Tzoulas K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kaźmierczak, A., Niemela, J., James, P. (2007) , Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review , Landscape and Urban Planning 81 (2007) 167–178

Uuemaa E., Marc Antrop, J`uri Roosaare, Riho Marja and `Ulo Mander, (2009); "Landscape Metrics and Indices: An Overview of Their Use in Landscape Research", Living Rev. Landscape Res., 3, (2009), 1.

van den Berg, A.E. (2007), Kom je buiten spelen: een advies over onderzoek naar de invloed van natuur op de gezondheid van kinderen, Wageningen : Alterra, 2007 - 56 p.

van den Berg, A.E., Blok, S., Hueber, M.H.C., Köbben, J., Schöne, M.B. (2003) De beleving van collectieve tuinen; ontwerpen voor doelgroepen op basis van belevingsonderzoek , Wageningen : Alterra, 2003 (Alterra-rapport 655) - 96 p.

van den Berg, A.E., Koenis, R., Berg, M.M.H.E. (2007) Spelen in het groen : effecten van een bezoek aan een natuurspeeltuin op het speelgedrag, de lichamelijke activiteit, de concentratie en de stemming van kinderen Wageningen : Alterra, 2007 (Alterra-rapport 1600) - 88 p.

van den Berg, A.E., van Winsum-Westra, M. (2006) Ontwerpen met groen voor gezondheid; richtlijnen voor de toepassing van groen in "healing environments" Wageningen : Alterra, 2006 (Reeks Belevingsonderzoek 15 / Alterra-rapport 1371) - 64 p.

van den Berg, A.E., van den Berg, C.G. (2011) A comparison of children with ADHD in a natural and built setting, Child: Care, Health and Development 37 (2011)3. - ISSN 0305-1862 - p. 430 - 439.

Van Meerbeek P, (2014), Sociale Impact van stedelijk groen volgens wetenschap en deskundigen, Eindrapport Ronde Tafel 'Sociale impact van stedelijk groen', BRAL, Brussel, 2014.

van Zanten B., Peter H. Verburg, Mark J. Koetse, Pieter J.H. van Beukering (2014), Preferences for European agrarian landscapes:A meta-analysis of case studies, Landscape and Urban Planning 132 (2014) 89–101.

Vastmans, F., Helgers, R., Buyst, E. (2012). Huurprijzen en richthuurprijzen. Deel III: Hedonische huurprijsanalyse. Heverlee: Steunpunt Ruimte en Wonen.

Veeneklaas, F.R. (2012) WOt-paper 16. Over ecosysteemdiensten. Een afbakening. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, onderdeel van Wageningen UR

- Veeneklaas, F.R., Salverda, I.E., van Dam, R.I., During, R. (2011), Empirisch onderzoek naar de relatie mens - natuur/groen : een state of the art, Alterra-rapport 2198, Wageningen, 2011
- Villeneuve PJ1, Jerrett M, Su JG, Burnett RT, Chen H, Wheeler AJ, Goldberg MS (2012) A cohort study relating urban green space with mortality in Ontario, Canada, Environ Res. 2012 May;115:51-8
- Visser, P., van Dam F. (2006). De prijs van de plek; woonomgeving en woningprijs; NAI Uitgevers, Rotterdam; Ruimtelijk Planbureau, Den Haag; 81 p.
- Vreke, J., Salverda, I.E. (2009) Kwaliteit leefomgeving en stedelijk groen, Wageningen : Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, 2009 (WOT-werkdocument 169) - 48 p.
- Vreke, J., Salverda, I.E., Langers, F. (2010) Niet bij rood alleen: buurtgroen en sociale cohesie, Wageningen : Alterra, 2010 (Alterra-rapport 2070) - 55 p.
- Watson G (2002), Comparing formula methods for tree appraisal, Journal of Arboriculture 28(1): January 2002,
- Wheeler BW, Cooper AR, Page AS, Jago R (2010) Greenspace and children's physical activity: a GPS/GIS analysis of the PEACH project; Prev Med. 2010 Aug;51(2):148-52
- Whitehead, T., Simmonds, D., Preston, J. (2006) The Effect of Urban Quality Improvements on Economic Activity. Journal of Environmental Management 80, 1:1-1
- Zandersen, M.n 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.

HOOFDSTUK 8. BIODIVERSITEIT

Biodiversiteit is in de meeste classificaties geen ecosysteemdienst. Soms wordt ze als “ondersteunende dienst” beschouwd die bijgevolg niet apart moet gewaardeerd worden. Sommige indelingen definiëren een aparte categorie “habitatdiensten”. Gezien biodiversiteit door veel eindgebruikers als belangrijk wordt beschouwd en dit niet altijd expliciet aan bod komt bij de berekening van ecosysteemdiensten, hebben we nog een aparte methode toegevoegd om kwalitatief het belang voor biodiversiteit te duiden.

8.1. BESCHRIJVING

Biodiversiteit staat voor de hele verscheidenheid aan levensvormen, genen en ecosystemen op aarde. Het kwantificeren van het belang van stedelijk groen voor biodiversiteit is complex, omwille van een gebrek aan wetenschappelijk onderbouwde kennis. Meer en meer steden zijn zich echter bewust van de belangrijke rol die ze kunnen spelen voor het behoud van biodiversiteit. Daarom hebben een aantal Europese steden en organisaties reeds eenvoudige evaluatie-methodes en tools uitgewerkt ter bevordering van de urbane biodiversiteit. De bekendste tool in deze context is de Biotope Area Factor (BAF). Onlangs werd voor Vlaanderen de biodiversiteitstoets ontwikkeld, die voortbouwt op dezelfde principes. Deze biodiversiteitstoets is in Vlaanderen een eerste goede wetenschappelijke aanzet voor het kwantificeren van het biodiversiteitspotentieel van groen in een urbane context, en kan daarom gebruikt worden in het kader van de Natuurwaardeverkenner Stad. In het kader van de biodiversiteitstoets is de beschikbare literatuur rond urbane effecten van groenmaatregelen op biodiversiteit verzameld.

8.2. LITERATUUROVERZICHT

→ BAF

De BAF is ontworpen in Berlijn, in het kader van het Berlijns landschappenprogramma. In dit programma moet rekening gehouden worden met het ecosysteem, soorten, biotopen en het landschap. Ook moet recreatief gebruik van het landschap optimaal mogelijk zijn. De BAF ondersteunt de optimalisering van ‘groene kwaliteiten’ in het stadscentrum. Meer bepaald heeft de BAF volgende doelstellingen:

- Bescherming en verbetering van het microklimaat en de atmosferische hygiëne
- Bescherming en verbetering van bodemfuncties en de waterbalans
- Bescherming en ontwikkeling van natuurlijke habitats voor fauna en flora
- Verbeteren van de residentiële omgeving

Voor het berekenen van de BAF wordt een gewogen gemiddelde genomen van de “ecologisch effectieve verzegelingstypes” ten opzichte van de totale oppervlakte. Aan elk verzegelingstype is een wegingsfactor verbonden, die een weergave is van het ecologisch potentieel.

$$BAF = \frac{\text{ecologically effective surface areas}}{\text{total land area}}$$

Hierbij is de “ecologically effective surface area” de som van de oppervlaktes van een aantal verschillende types verzegeling maal een bijhorende wegingsfactor (Senate Department for urban development and the environment, 2014).

→ Biodiversiteitstoets

De BAF en uitbreidingen geven voornamelijk een idee over het voorkomen van verhardingstypes. Ze doen echter geen expliciete uitspraken over de aanwezigheid van groenvormen. Daarom is vzw Vrienden van Heverleebos en Meerdaalwoud (VHM) in 2013 gestart met het project ‘Biodiversiteitstoets’.

Het doel van de biodiversiteitstoets is in de eerste plaats om projectontwikkelaars, ontwerpers, planners en andere relevante actoren inzicht te geven in de impact van ruimtelijke ontwikkelingen op de biodiversiteitswaarde van betrokken projectsites in de bebouwde omgeving. Hiervoor hebben ze een online tool ontwikkeld waarvan de rekenkundige essentie bestaat uit twee delen waarbij het tweede deel een uitspraak doet over de biodiversiteitswaarde van een reeks groenvormen. De berekeningen in de tool gebeuren met behulp van gewogen gemiddeldes.

De wegingsfactoren vormen de basis voor de berekeningen in de biodiversiteitstoets en zijn bepaald met behulp van een expert judgement. Deze expert judgement was het resultaat van een enquête die werd ingevuld door 19 natuurexperten van Natuurpunt Studie, INBO, Inverde, KU Leuven, LIKONA, VELT en VHM.

De enquête bestond uit een matrix waarin een reeks groenvormen werden uitgezet tegenover een aantal indicatoren (Tabel 40). De experts dienden per groenvorm in te schatten in welke mate deze geschikt was voor het voorkomen van een aantal soortengroepen. Daarnaast werd bevraging gedaan naar de zeldzaamheid, cultuur-historische relevantie en vervangbaarheid van groenvormen.

Tabel 40: Indicatoren, hun manier van interpretatie en mogelijke antwoorden, die gebruikt zijn in de enquête voor het berekenen van wegingsfactoren met betrekking tot de biodiversiteitswaarde van groenvormen in het kader van het project 'Biodiversiteitstoets' (naar Brabers, 2014)

Indicategroep	Indicator	Definitie	Mogelijke antwoorden
Soortengroep	Vleermuizen	De geschiktheid van elk van de groenvormen als (deel van het) leefgebied van de soorten die onder elke soortengroep vallen	Geen idee Wordt actief vermeden Neutraal/weinig belangrijk Matig belangrijk Belangrijk/essentieel
	Landzoogdieren		
	Vogels		
	Bijen		
	(Nacht)vlinders		
	Zwammen		
	Libellen		
	Vissen		
	Reptielen		
	Amfibieën		
	Kevers		
	Spontane en gewenste vegetatie	Planten die zich spontaan in een groenvorm kunnen vestigen en waarvan redelijke wijze kan verwacht worden dat ze in de groenvorm mogen blijven bestaan omdat ze geen negatieve invloed hebben op de beeldkwaliteit en belevingswaarde	
Rechtstreekse groenvormindicatoren	Vervangbaarheid van een groenvorm op een termijn van ongeveer 5 jaar	Hoe makkelijk is een vernietigde groenvorm te vervangen door hetzelfde type groenvorm op dezelfde plaats en waarbij verwacht wordt dat de kwaliteit van de nieuw aangelegde groenvorm dezelfde is al van de oorspronkelijke na een periode van ongeveer 5 jaar	
	Zeldzaamheid groenvorm in het urbane gebied	Het kwantitatieve voorkomen van de groenvorm in gebieden waar mensen wonen, leven en werken en waar bijgevolg gebouwen en infrastructuur aanwezig zijn. Hierbij wordt de open ruimte dus buiten beschouwing gelaten	
	Cultuurhistorische waarde	De mate is waarin groenvormen zijn ontstaan uit cultuurhistorisch gebruik of traditie	

8.3. KWALITATIEVE WAARDERING

Voor het bepalen van de wegingsfactoren werd dezelfde analyse uitgevoerd als in het project 'biodiversiteitstoets', maar dan zonder een aantal niet-relevante indicatoren (Brabers, 2014). De resultaten hiervan zijn herleid tot een 10-puntenschaal, maar dan zonder de indicatoren 'Vervangbaarheid van een groenvorm op een termijn van ongeveer 5 jaar' en 'Cultuurhistorische waarde'. Deze twee indicatoren hebben geen rechtstreeks verband met de biodiversiteit. In tegenstelling tot de biodiversiteitstoets moet Natuurwaardeverkenner Stad zo veel mogelijk dubbeltellingen uitsluiten en zich dus strikt beperken tot het thema biodiversiteit, door culturele en andere diensten uit te sluiten.

8.4. LITERATUURLIJST BIODIVERSITEIT

Aertsens, J., De Nocker, L., Lauwers, H., Katelijne, N., Simoens, I., Meiresonne, L., Turkelboom, F. en Broekx, S. (2012). *Daarom groen! Waarom u wilt bij groen in uw stad of gemeente*. Studie uitgevoerd in opdracht van: ANB – Afdeling Natuur en Bos; 144 p.

Agentschap voor Geografische Informatie Vlaanderen. (2006). Geoloket: Achtergrondinformatie bij Vlaamse Hydrografische Atlas. <http://oud.agiv.be/gis/diensten/geo-vlaanderen/?artid=237>

Agentschap voor Geografische Informatie Vlaanderen. (2006). Geoloket: Vlaamse Hydrografische Atlas. [http://geo-vlaanderen.agiv.be/geo-vlaanderen/vha/?startup=sfab\(%22%22,24001,0,20,%22darkgreen%22\)](http://geo-vlaanderen.agiv.be/geo-vlaanderen/vha/?startup=sfab(%22%22,24001,0,20,%22darkgreen%22))

Agentschap voor Geografische Informatie Vlaanderen. (2013). Geoloket. <http://oud.agiv.be/gis/diensten/geo-vlaanderen/>

Agentschap voor Geografische Informatie Vlaanderen. (2014). Geopunt Vlaanderen. <http://www.geopunt.be/>

Agentschap voor Geografische Informatie Vlaanderen. (2014). Geopunt Vlaanderen: groenkaart 2013. <http://www.geopunt.be/kaart>

Agentschap voor natuur en Bos. (2004). *Vademecum Beheerplanning Harmonisch Park en groenbeheer*. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.

Agentschap voor natuur en Bos. (2011). *Technisch vademecum Paden en verhardingen*. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.

Agentschap voor natuur en Bos. (2012). *Technisch vademecum kruidachtigen*. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.

Agentschap voor Natuur en Bos. (2013). Stedenbouwkundige vergunningsaanvraag. http://www.natuurenbos.be/nl-BE/Natuurbeleid/Stedenbouwkundige_vergunningsaanvraag/Hoe_aanvraag.aspx

Belgian Federal Government (1991). Urbanisatiegraad in 1991. <http://statbel.fgov.be/nl/statistieken/gegevensinzameling/nomenclaturen/admin-geo/#vlabrab>

- Belgian Federal Government (2012). Cijfers bevolking 2010-2013.
http://statbel.fgov.be/nl/modules/publications/statistiques/bevolking/bevolking_-_cijfers_bevolking_2010_-_2012.jsp
- Boer, K. en Schils, C.M.G.J. (2011). Ecologisch groenbeheer in de praktijk. IPC Groene Ruimte. Arnhem. 544 p.
- Brabers, L. (2014). *De biodiversiteitstoets: wetenschappelijk rapport*. Leuven.
<http://www.biodiversiteitstoets.be>
- Coremans, G., Fierens, E. en Tijskens, G. (2008). Stappen naar een ecologische tuin. Jan Van Arkel. 288 p.
- Cornelis, J. en Hermy, M. (2004). Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. Landscape and urban planning. 69:385-401.
- Gill, S., Hothersall, T., Nolan, P., Olver, C. en Savage, M. (2010). Green Infrastructure Toolkit. NWDA Sustainability Policy for the Built Environment.
<http://www.greeninfrastructurenw.co.uk/html/index.php?page=contacts>
- Jacobs, S., Stevens, M., Van Reeth, W., Van Daele, T., Schneiders, A., Demolder, H., Thoonen, M., Van Gossum, P. en Peymen, J. (2013). Capaciteit voor levering van ecosysteemdiensten - Tussentijdse evaluatie van een methode gebaseerd op landgebruik en expertkennis in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (INBO.R.2013.33). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Kazmierczak, A. and Carter, J. (2010) Adaptation to climate change using green and blue infrastructure. A database of case studies.
- Kruuse, A. (2011). GRaBS Expert Paper 6: The Green Space Factor and the Green Points System. Town and Country Planning Association. Malmö.
- Landschaft Planen & Bauen en Richard, B.G.M. (1990). The biotope area factor as an ecological parameter: Principles for its determination and identification of the target. Berlin.
- Londo, G. (2010). Naar meer natuur in tuin, park en landschap. KNNV. 204 p.
- Senate Department for Urban Development and the Environment. (2014). BAF – Biotope area Factor. http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/landschaftsplanung/bff/index_en.shtml
- SPSS Inc. (2007). SPSS Statistics Base 17.0. United States of America.
- Vandyck, J., De Nies, C., Franssens, J., Bogaerts, K., David, P., Hakelbrach, S., Steeno, J., Dams, H. en Lamber, D. (2013). Verslag 2 werkgroep Groenbeheersplan Park Michotte. Onuitgegeven document.

8.5. TE GEBRUIKEN CIJFERS

Tabel 41: kwalitatieve score biodiversiteit

Hoofdcategorieën	Verhardings- en groenmaatregelen	Score
Groendaken	Extensief groendak	2
	Semi-intensief groendak	4
	Intensief groendak	6
Verhardingen	Gesloten verharding	0
Water en vochtige/natte groenvormen,	Grasdallen groene voegen/geperforeerde betonplaten	2
	semi verharding (gebroken fracties, Houtsnippers/boomschors, grond)	2
	Water	8
	Natte groenvormen (Oeverzone en plas-dras, wadi's)	8
Open (droge) groenvormen	Naakte bodem	2
	Bloemenweide en kruidachtigen	10
	Grasveld en perkplanten	6
	Heide	10
	Privé-tuinen	6
Struiken, hagen en houtkanten	Volkstuinen	4
	Andere agrarische vormen	4
		6
	Loofbos	9
	Naaldbos	7
	Gemengd bos	8
Bos	Mantel- en zoomvegetatie (bosrand)	10
Stadsbomen	loofbomen	8
	naaldbomen	6
	gemengde bomen	7
	boomgaard	7
Gevels en muren (m ²)		4
Bebouwde oppervlakte		0

8.6. EEN VOORBEELD

Een ontwikkelingsproject voor een woonzone omsluit op een braakliggend terrein van 5 ha 30 woningen met privetuin (verschillende perceelsgrootten), 36 appartementen, bewoners- en bezoekersparkeerplaatsen, een publiek park met daarin een stuk voorzien voor volkstuinen.

Het publieke park met de volkstuinen is 1,5 ha groot. Het park bestaat grotendeels uit loofbomen (0,75 ha en grasvelden (0,20 ha) en bloemenweide (0,05 ha).

Kwalitatieve waardering

De score voor de biodiversiteit voor het ontwikkelingsproject als geen openbaar groen of straat groen werd voorzien is 2 ((1,2 ha privé-tuinen x 6 + 3,8 ha woningen en verharding x 1)/5 ha)
 Voor het ontwikkelingsproject is de score 5 ((0,75 ha loofbos zonder ondergroei x 8 + 0,20 ha grasveld x 6 + 0,05 ha bloemenweide x 10 + 0,5 ha volkstuinen x 4 + 1,2 ha privé-tuinen x 6 + 0,5 ha bomenrijen (straten) x 8 + 1,8 ha woningen en verharding x 1)/5ha)

HOOFDSTUK 9. BESLUIT

Deze handleiding geeft een overzicht van beschikbare methodes om de impact van stedelijk groen op een aantal ecosysteemdiensten kwalitatief, kwantitatief of monetair te waarderen. Het document schets wat in functie van de beschikbare kennis kan berekend worden.

Niet alle rekenmethodes zijn helemaal toepasbaar voor alle mogelijke situaties in een stedelijke omgeving. Een consistentie-check waarbij gecontroleerd wordt hoe goed de methodes alle mogelijke situaties vatten en of verschillende situaties gebalanceerd vergeleken kunnen worden over de diensten heen, is belangrijk. De handleiding en de webtool worden regelmatig geupdated.