

Tegeltuinen in een stedelijke omgeving:

Kenmerken, functies en diensten

Thomas FRANZ

Promotor & Begeleider: Prof. Dr. M. Hermy
Afdeling Bos, Natuur en Landschap

Co-promotor: Prof. Dr. Ir. O. Honnay
Afdeling Ecologie, Evolutie en Biodiversiteitsbehoud

Proefschrift ingediend tot het
behalen van de graad van
Master of Science in de Biologie

Academiejaar 2016-2017

© Copyright by KU Leuven

Zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van zowel de promotor(en) als de auteur(s) is overnemen, kopiëren, gebruiken of realiseren van deze uitgave of gedeelten ervan verboden. Voor aanvragen tot of informatie i.v.m. het overnemen en/of gebruik en/of realisatie van gedeelten uit deze publicatie, wend u tot de KU Leuven, Faculteit Wetenschappen, Geel Huis, Kasteelpark Arenberg 11 bus 2100, 3001 Leuven (Heverlee), Telefoon +32 16 32 14 01.

Voorafgaande schriftelijke toestemming van de promotor(en) is eveneens vereist voor het aanwenden van de in dit afstudeerwerk beschreven (originele) methoden, producten, schakelingen en programma's voor industrieel of commercieel nut en voor de inzending van deze publicatie ter deelname aan wetenschappelijke prijzen of wedstrijden.

Dankwoord

Deze masterthesis is het resultaat van een jaar hard werken. Dit ging natuurlijk niet altijd even vlot. Daarom wil ik een aantal mensen bedanken die mij altijd zijn blijven steunen en mij voldoende energie hebben gegeven om dit werkstuk te voltooien.

Mijn allereerste woord van dank gaat naar mijn promotor en begeleider Prof. Dr. M. Hermy voor het delen van zijn leerrijke inzichten, kennis en kritische kijk omtrent dit onderwerp en het plannen van talloze feedbackmomenten.

Daarnaast wil ik mijn ouders, mijn vriendin, mijn broer en schoonzus bedanken voor hun onvoorwaardelijke steun tijdens goede en minder goede periodes. Het resultaat van dit werkstuk is voor een groot deel aan hun te danken.

Verder gaat een woord van dank uit naar mijn vrienden en collega's. Zij stonden altijd voor mij klaar en konden altijd terug een lach op mijn gezicht toveren wanneer het wat minder ging.

Een speciale dank gaat naar Anneleen voor het nalezen van deze masterthesis.

Inhoudstabel

1. Situering en probleemstelling	1
1.1 Urbanisatie en de invloed op het groene karakter van een stad	1
1.2 Gevelgroen	2
1.2.1 Niet-grondgebonden gevelgroen	2
1.2.2 Grondgebonden gevelgroen	2
1.3 Ecosysteemdiensten van gevelgroen	7
1.3.1 Gevelgroen: een 'novel ecosystem'	7
1.3.2 Ecosysteemdiensten	8
1.3.3 Voordelen van gevelgroen	12
1.4 Kenmerken die bijdragen tot ecosysteemdiensten	15
1.4.1 Het belang van de bladoppervlakte-index (LAI)	19
1.5 Probleemstelling en doelstellingen	24
2. Materiaal en methoden	25
2.1 Studiegebied	25
2.2. Gegevensverzameling	25
2.3 Data-analyse	33
3. Resultaten	34
3.1 Kenmerken	34
3.1.1 Algemene kenmerken van tegeltuinen	34
3.1.2 Bladoppervlakte toegepaste klimplantensoorten	39
3.2 Allometrische relaties	45
3.2.1 Relatie tussen SLA (de specifieke bladoppervlakte) & LAI _p (bladoppervlakte-index op plotniveau)	45
3.2.2 Relatie tussen de bedekking (plot) & LAI _p	46
3.2.3 Relatie tussen het volume van de klimplant (plot) & LAI _p	48
3.3 Functies en diensten	50
4. Discussie	53
4.1 Kenmerken van tegeltuinen	53
4.2 Allometrische relaties	55
4.3 Functies en diensten	56
5. Conclusie en toekomstperspectieven	60
6. Referenties	61
7. Addendum	1.1
A. Risicoanalyse	1.1
B. Tabellen en Figuren	1.1

Samenvatting

Eén manier om groen te (re-)integreren in een stedelijke omgeving is door gevelgroen en meer bepaald via tegeltuinen. Het zijn kleine verticale tuinen die toegepast worden door een ruimte tegen de gevel van een huis vrij te maken en deze met een (klim)plant te beplanten. Deze groenelementen vereisen weinig onderhoud, zijn vrijwel overal toepasbaar en leveren een veelheid aan diensten. Studies geven aan dat de bladoppervlakte-index een belangrijke variabele is die aan de basis ligt van belangrijke ecosysteemfuncties en diensten. Voor een verticaal systeem is dit de gevelbladoppervlakte-index (LAI_w). Deze variabele geeft dus mogelijk een beeld van de geleverde diensten. Het probleem is dat de LAI_w van klimplanten in een stedelijke omgeving nog maar weinig beschreven is. Eén van de oorzaken is dat de directe bepaling van LAI een tijdrovende methode is. Ons onderzoek beoogt om de LAI_w van verschillende klimplantsoorten in Leuven te bepalen en te vergelijken. Zo gaven de resultaten aan dat de LAI_w voor de 19 verschillende soorten varieerde tussen 0,63 - 7,68 m^2/m^2 . Daarnaast wees dit onderzoek uit dat de LAI_w voorspeld kon worden via de bedekking (m^2) en het volume (m^3) op plotniveau. Vertrekkende van de LAI_w bepaling werd in dit onderzoek de stofvang en het koelend vermogen voor een klimplant met een gemiddelde LAI_w (3,87 m^2/m^2) ingeschat. Een tegeltuin in Leuven centrum vangt zo jaarlijks 97,5 g fijnstof weg. Daarnaast reduceert een klimplant met een gemiddelde LAI_w in Leuven de kamer- en wandtemperatuur tijdens de zomermaanden respectievelijk met een gemiddelde van 4,1°C en 8,2°C.

Summary

One method to reintroduce nature into our cities is by vertical greening and more specific by tile gardens. These small vertical gardens consist of removing one or a few tiles against the façade of house and planting the free area with a (climbing) plant. Tile gardens require little maintenance, can be applied everywhere and provide different ecosystem services. Studies show that the leaf area index (LAI) is an important factor in determining these different ecosystem functions and services. In the case of vertical systems this factor is the wall leaf area index (LAI_w). The problem here is that studies on the LAI_w of climbing plants in an urban environment are limited. The aim of our study was to determine and compare the LAI_w of different climbing plant species in the city of Leuven. The results showed that the LAI_w of the 19 climbing plant species varied between 0,63 - 7,68 m²/m². Next we studied different variables to predict the LAI_w. Our study showed that the LAI_w could be predicted by the coverage and the volume of the green element on plot level. Last the dust collecting and cooling capacity of a climbing plant with an average LAI_w (3,87 m²/m²) was calculated. Our results showed that a tile garden in the centre of Leuven could remove 97,5 g particulate matter yearly. A climbing plant with an average LAI_w in Leuven during summer could reduce the room and wall temperature respectively with 4,1°C and 8,2°C.

Lijst met afkortingen

AFKL	Loodrechte minimale afstand van klimhulp tot de muur
DBH	Diameter op borsthoogte
DB	Breedte voordeur
DH	Hoogte voordeur
GB	Breedte gevel
GH	Hoogte gevel
LA _t	Totale bladoppervlakte
LAI	Bladoppervlakte-index
LAI _{DP}	Bladoppervlakte-index op basis van droog materiaal op plotniveau
LAI _p	Bladoppervlakte-index op plotniveau
LAI _w	Gevelbladoppervlakte-index
OD _t	Totale drooggewicht
Vd	Depositiesnelheid
VPB	Voetpadbreedte
VPB-P	Voetpadbreedte met tegeltuin
VPB-BH	Voetpadbreedte met tegeltuin op borsthoogte
SLA	Specifieke bladoppervlakte
SV	Stofvang
R	Krimpfactor
RB	Breedte raam
RH	Hoogte Raam

1. Situering en probleemstelling

In dit hoofdstuk wordt de invloed van verstedelijking op de groenoppervlakte, de soorten gevelgroen en de ecosysteemdiensten die gevelgroen vervult, besproken. De focus ligt op grondgebonden gevelgroen en op tegeltuinen in het bijzonder. Er wordt ook ingegaan op de kenmerken van klimplanten omdat verschillende biofysische kenmerken van gevelgroen bijdragen aan de diensten die ze leveren. Hierbij ligt de nadruk op het belang van de bladoppervlakte-index

1.1 Urbanisatie en de invloed op het groene karakter van een stad

Het aandeel van de wereldbevolking dat in steden woont stijgt. Waar in 1950 30 percent in urbaan gebied woonde zal in 2050 naar schatting 70 percent van de wereldbevolking in steden leven (UN 2014). Ook de omvang van dit type landgebruik is de laatste decennia enorm toegenomen. Seto et al. (2011) tonen aan dat tussen 1970 en 2000 de wereldwijde door steden ingenomen aardoppervlakte gestegen is met 58 000 km², een gebied dat ongeveer twee keer de oppervlakte van België beslaat¹. Hoewel de totale landoppervlakte ingenomen door steden in de wereld minder dan 3 procent bedraagt, hebben ze een grote invloed op de energie-, milieu- en biodiversiteitsbalans (cf. Grimm et al. 2008). Naast de uitbreiding van steden neemt veelal ook de verdichting toe (cf. Kasanko et al. 2006). Hierdoor gaan niet alleen natuur- en bosgebieden en platteland verloren maar wordt ook in de steden zelf groen vervangen door gebouwen en allerlei verhardingen. Het resultaat is een 'betonnen jungle'² als leef- en werkomgeving waarbij er weinig ruimte overblijft voor 'natuur'. Begroening via traditioneel stadsgroen (parken, tuinen, bomen, ...) staat onder druk aangezien deze groenelementen (relatief) veel plaats innemen. Alternatieve begroeningsmethoden, die onafhankelijk zijn van de verdichting van de stad, namelijk dak- en gevelbegroening, kunnen wel toegepast worden omdat deze meestal onbezette, niet-grondgebonden oppervlakken (gevels en daken) innemen. Studies geven aan dat in Nederland 380 km² dakoppervlakte (op een totaal van ongeveer 1242 km²)³ geschikt is voor de toepassing van dakbegroening (cf. Hop & Hiemstra 2013). Aangezien de totale geveloppervlakte de dakoppervlakte steeds overstijgt (tot 20 keer voor hoge gebouwen), loopt de potentiële gevelgroenoppervlakte in een stad hoog op (Dunnett & Kingsbury 2004). Volgens Darlington (1981) is er in het Verenigd Koninkrijk 0,01km² geveloppervlakte beschikbaar per 0,1 km² stedelijk landoppervlak. Hoewel er veel ruimte beschikbaar is voor de toepassing van gevelgroen is de huidige effectieve oppervlakte heel beperkt (Franz & Hermy 2017).

¹ http://data.worldbank.org/indicator/AG.LND.TOTL.K2?name_desc=false

² <http://www.nature.com/news/the-science-of-cities-life-in-the-concrete-jungle-1.11862>

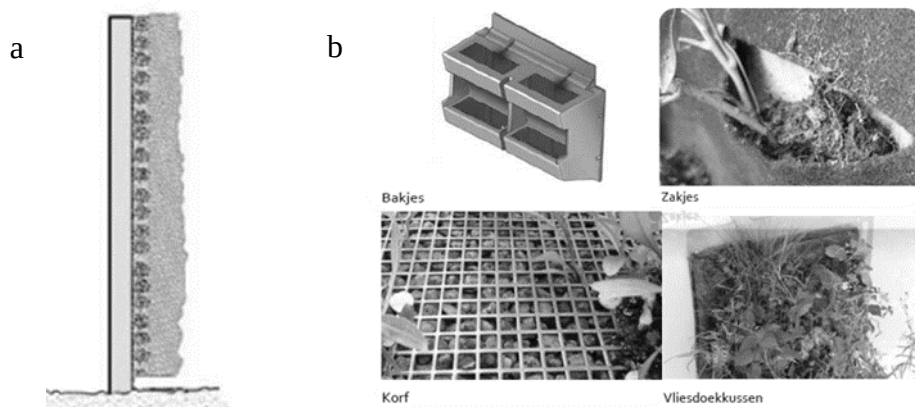
³ <http://www.nlextract.nl/>; <https://www.nrc.nl/nieuws/2015/08/22/als-op-elk-nederlands-dak-een-zonnepaneel-zou-staan-hadden-we-geen-gas-meer-nodig-a1495250> (geraadpleegd op 16/01/17)

1.2 Gevelgroen

Gevelbegroening is één methode om meer groen in stedelijke gebieden te integreren. Dit is 'de begroening van verticaal georiënteerde vlakken (hoofdzakelijk gevels van huizen) door planten' (Köhler 1993). Op basis van de verankeringsplaats van het vegetatie-element kan gevelgroen opgedeeld worden in twee begroeningssystemen: grondgebonden gevelgroen (E. green façades) en niet-grondgebonden gevelgroen (of plantenmuren, E. living walls) (Köhler 2008, Pérez et al. 2011a).

1.2.1 Niet-grondgebonden gevelgroen

Bij niet-grondgebonden gevelgroen wortelt de begroeiing niet in de bodem maar is deze gekoppeld aan een verticaal groeimedium (modulair systeem of geotextieldoeken) dat rechtstreeks bevestigd is aan de gevel (Fig. 1.1a) of gedragen wordt door een ondersteuningsstructuur (Fig. 1.1b) (Pérez et al. 2011a, Vonk & Clark 2012).



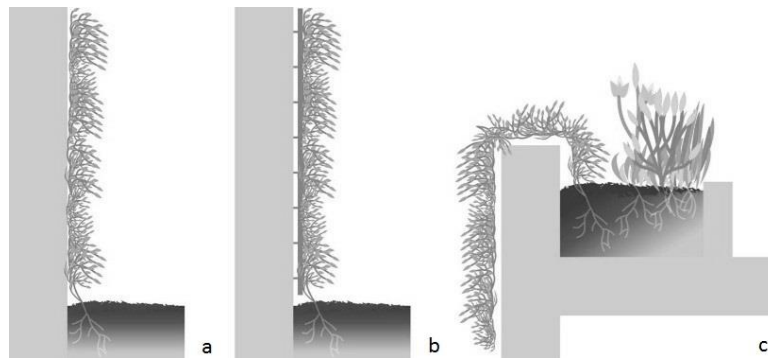
Figuur 1.1: Niet-grondgebonden gevelgroen (a) en verschillende ondersteuningssystemen (b) (Vonc & Clark 2012).

Het voordeel van plantenmuren is dat de soortenkeuze in de vegetatielaag niet beperkt is tot klimplanten. Het grote spectrum aan te gebruiken planten maakt een creatieve aanpak mogelijk wat de esthetische waarde van een gevel en van het groenelement kan verhogen. Daarnaast zorgt dit systeem voor een snelle begroeiing van een gevel (Vonc & Clark 2012, Perini & Rosasco 2013). Het nadeel is dat dergelijke plantenmuren duur zijn (bv. ≥ 200 euro per m^2 in Perini & Rosasco 2013, exclusief irrigatie- en installatiekosten), veel onderhoud vereisen, en niet duurzaam zijn (cf. Ottelé et al. 2011, Perini & Rosasco 2013). Deze hoge kostprijs zorgt er mede voor dat het systeem, ondanks zijn grote aantrekkingskracht, nog beperkt wordt toegepast (Francis & Lorimer 2011).

1.2.2 Grondgebonden gevelgroen

Grondgebonden gevelgroen heeft betrekking op het begroenen van gevels door middel van (klim)planten die in principe wortelen in de bodem. Bij plaatsgebrek kunnen deze geplant worden in containers die bijvoorbeeld op het dak van een huis geplaatst worden, waarbij de planten al hangend een gevel kunnen bedekken. Grondgebonden gevelgroen kan verder

worden opgedeeld in directe begroening (E. traditional green façades), afstandsbegroening (E. double skin green façades) en hangende begroening (Fig. 1.2) (Hermey & Vermote 2005a, van Harten 2007, Köhler 2008, Pérez et al. 2011a).



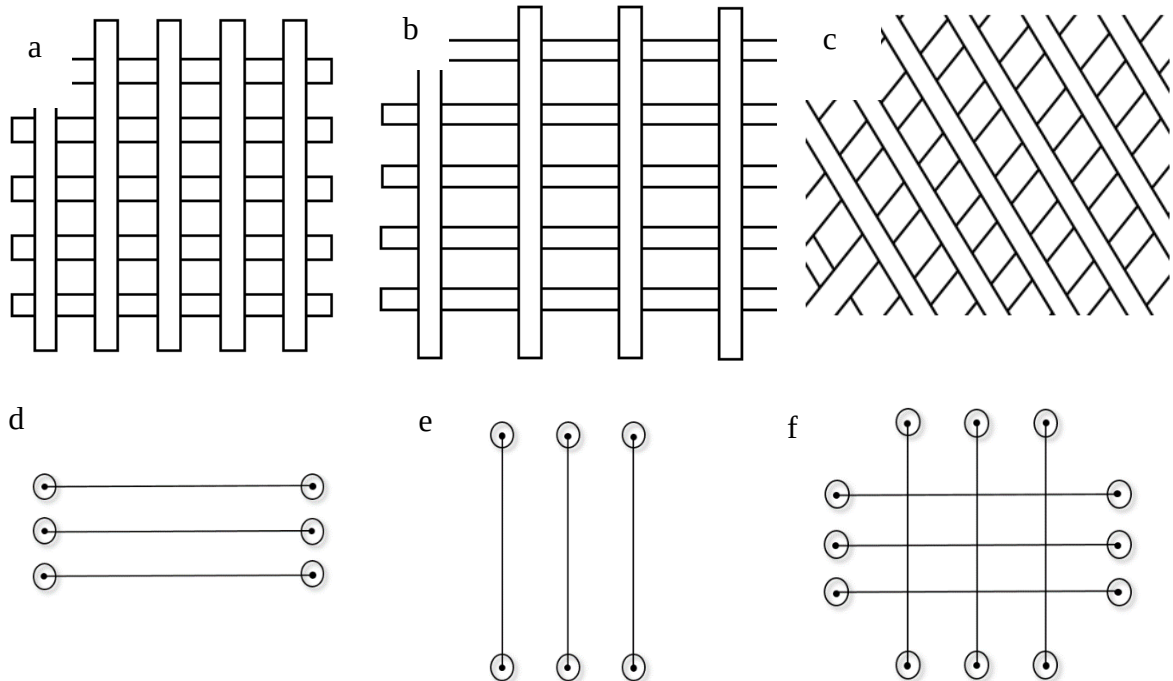
Figuur 1.2: Grondgebonden gevelgroen opgedeeld in drie types: directe gevelbegroening (a), afstandsbegroening (b) en hangende begroening (c) (Hermey & Vermote 2005a).

1.2.2.1 Directe gevelbegroening

Directe gevelbegroening maakt gebruik van zelfhechtende klimplantsoorten zoals bijvoorbeeld Klimop (*Hedera helix*) of Driedelige wilde wingerd (*Parthenocissus tricuspidata*) die een oppervlak kunnen begroeien zonder gebruik te maken van een klimhulp. Deze klimplanten bezitten hechtwortels respectievelijk hechtschijfjes waarmee ze al hechtend een muur kunnen beklimmen (Fig. 1.4a). Het klimproces van een hechter veroorzaakt geen directe schade aan de muur aangezien de hechtstructuren de muur niet of slechts voor enkele micrometers binnendringen (cf. Hermey & Vermote 2005a). Viles et al. (2011) toonden in een veldstudie in Oxford aan dat Klimop, vastgehecht op een goed onderhouden muur bestaande uit verschillende soorten natuursteen, geen schade aan de muur had toebracht. Hierbij bestonden de gebruikte materialen uit zandsteen, kalksteen of calstiet. Voor bakstenen konden we geen gegevens vinden. Bovendien bleek uit een tweede experiment dat het verwijderingsproces geen schade aanbracht aan het begroeide oppervlak (hier een grafsteen bestaande uit kalk) indien deze hechter met enige voorzichtigheid verwijderd werd. Eventuele schade kan optreden daar waar bijvoorbeeld pleisterwerk op de muur is aangebracht en deze los komt bij de verwijdering van de klimplant (cf. Köhler 1993). Schade kan ook voorkomen als reeds barsten of holten in de muur aanwezig waren (Hermey & Vermote 2005a, Viles et al. 2011). Klimplanten zoals Klimop oriënteren zich tijdens het groeiproces aan de hand van negatief fototropisme, dit wil zeggen dat ze weggroeien van het licht en hierdoor inkepingen in de muur zullen opzoeken. Door diktegroei ontstaan er spanningen in de muur en dit kan eventueel tot schade leiden (Hermey & Vermote 2005a).

1.2.2.2 Afstandsbegroening

Dit systeem vereist twee onmiskenbare elementen om de gevel te begroenen: een klimplant en de daarop afgestemde klimhulp. Klimhulpstructuren kunnen de vorm aannemen van rasters met een verschillend patroon (vierkant, rechthoekig of ruitvormig) (Fig. 1.3a-c).

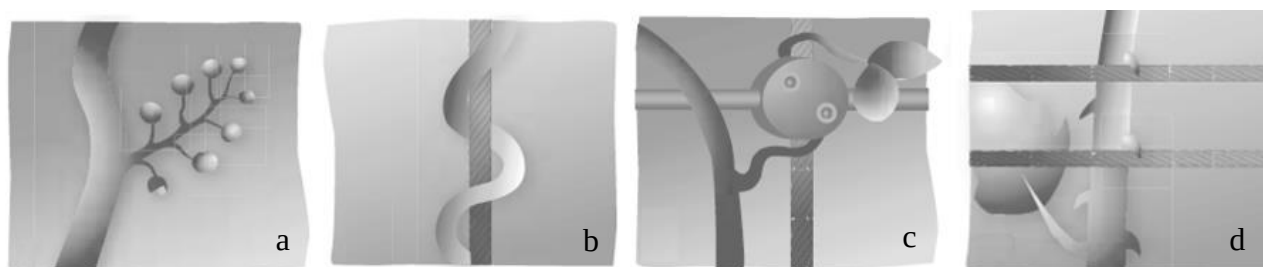


Figuur 1.3: Verschillende klimhulpssystemen: Rasters met vierkant (a), rechthoekig (b) en ruitvormig (c) patroon en draden met horizontale (d) verticale (e) en horizontale en verticale (f) oriëntatie (Naar Franz & Hermy 2017).

Daarnaast kunnen ook uit een draadsysteem bestaan waarbij de draden of staven een verschillende oriëntatie (verticaal, horizontaal of beiden) (Fig. 1.3d-f) hebben. Ze kunnen ook beperkt worden tot één draad of staaf (afhankelijk van klimplanttype). De klimplant gebruikt de constructie als ondersteuning om de gevel op te klauteren en zo van een extra groene laag te voorzien. Het kiezen van een gepaste klimhulp en de correcte installatie ervan zijn essentieel voor een goed uitziend en functionerend gevelgroensysteem. Het klimhulptype is afhankelijk van de klimplant en meer specifiek van de klimwijze. Bij de installatie moet ook rekening gehouden worden met de minimale afstand tot de muur aangezien diktegroei voor mogelijke schade kan zorgen (Hermans 1998, Hermy & Vermote 2005a, van Harten 2007).

De gebruikte klimplantensoorten voor dit begroeningssysteem kunnen op basis van het klimmechanisme in drie groepen worden opgedeeld: **winders**, ook slingerplanten genoemd, beklimmen een gevel door hun hoofd- of zijstengel op een schroefvormige wijze rond de voorziene klimhulp te draaien (Fig. 1.4b). De meeste geschikte klimhulpssystemen voor dit type gevelgroen bestaan dan ook uit verticaal georiënteerde draden of staven. Deze mogen maximaal een diameter van ongeveer 5 cm hebben. In deze groep klimplanten zijn er soorten die hun stengel zowel in wijzerzin (rechtswindend) als tegenwijzerzin (linkswindend) rond de

klimhulp draaien (bv. Bruidssluier (*Fallopia aubertii*)), maar in het algemeen is de overgrote meerderheid strikt rechtswindend (bv. Chinese blauwereggen (*Wisteria sinensis*)) of strikt linkswindend (Japanse blauwereggen (*Wisteria floribunda*)). **Rankers** bezitten fijne, relatief kleine, draadvormige plantstructuren (ranken) waarmee ze een klimhulp kunnen opklauteren (Fig. 1.4c). Om een goede vasthechting te verzekeren is een klimhulp met een beperkte diameter (< 3 cm) aangewezen. Rastersystemen bieden hier het meeste steun. De laatste groep omvat de **enteraars** of steunklimmers. Deze klimplanten steunen met uitstekende plantstructuren op de klimhulp of op andere planten (Fig. 1.4d). Hierbij bieden horizontale draden het meeste steun. Voorbeelden van steunklimmers zijn Winterjasmijn (*Jasminum nudiflorum*) en klimrozen (*Rosa spp.*) (Hermans 1998, Hermey & Vermote 2005a, van Harten 2007, Isnard & Silk 2009).



Figuur 1.4: Verschillende klimplanttypes ingedeeld volgens hun klimwijze: hechters (a), winders (b) rankers (c) en steunklimmers (naar Hermey & Vermote 2005a).

Bij de keuze van het materiaal waaruit de klimhulp is opgebouwd is het belangrijk dat de levensduur van de klimhulp de levensduur van de klimplant overschrijdt. Indien dit niet het geval is, moet het klimhulpsysteem vroegtijdig vervangen worden met mogelijke schade aan de plant en extra kosten als gevolg. Opteren voor een duurzaam klimhulpsysteem is dus de boodschap. Klimhulpen bestaan vooral uit hout, kunststof of metaal. Het meest voorkomende materiaal is hout. De duurzaamheid verschilt naargelang de houtsoort. Bamboe gaat bijvoorbeeld maar enkele jaren mee. Opteren voor hardhoutsoorten (langere levensduur) of verduurzaamde houtsoorten is meer duurzaam⁴. Inox, een mix van verschillende metalen en koolstof die roestvrij is, lijkt het langste mee te gaan (Hermans 1998, Hermey & Vermote 2005a, van Harten 2007).

1.2.2.3 Hangende begroening

Indien er geen aanplant van een geveltuint aan de voet van de gevel mogelijk is, kan een gevel nog steeds begroend worden aan de hand van hangende gevelbegroening. Het gebruikte groenelement bedekt dan al hangend de gevel en voorziet de gevel zo van een 'groen gordijn'. Hierbij wordt een klimplant (bv. Klimaugurk, *Akebia quinata*) of een plant met lange uitlopers (bv. *Cotoneaster spp.*) aangeplant in een bak die zich op het dak van het huis of op een vensterbank bevindt. Door het gebruik van plantenbakken zijn deze groenelementen

⁴ De duurzaamheid van een houtsoort is eigenlijk haar natuurlijke weerstand tegen aantasting door schimmels en insecten (www.woodforum.be/nl/toepassingen/houtverduurzaming)

verankerd in een verplaatsbaar medium wat uiteraard voordelen biedt in een stedelijke omgeving. Het probleem is wel dat een plantenbak een stressvolle groeiomgeving voor het groenelement is. Door de afwezigheid van een bufferend vermogen nemen temperaturen in de zomer en winter grote extremen aan. Daarnaast kan overvloedige regen voor stuwwater in de plantenbak zorgen wat extra waterstress veroorzaakt. Plantenbakken vergen veel onderhoud (vooral controle, water en voedingsstoffen geven) en kunnen daardoor niet als duurzaam gezien worden (Hermy & Vermote 2005a).

1.2.2.4 Gevelgroen in de stad: tegeltuinen

Een manier om gevelgroen ook in de meeste verdichte steden toe te passen is via zogenaamd tegeltuingroen. Tegeltuinen zijn kleine verticale tuinen die aangelegd worden door een klein oppervlak (één of enkele tegels) tegen een gevel van een huis vrij te maken en de beschikbare ruimte te beplanten bijvoorbeeld met een (klim)plant. Aangezien de toepassing van tegeltuinen vaak op publiek domein gebeurt (de stoep), is de installatie meestal aan bepaalde regels verbonden. Deze reglementering kan variëren van gemeente tot gemeente (Hermy & Vermote 2005b). Sommige gemeenten verplichten bewoners om een vergunning aan te vragen. Deze kan ten alle tijden worden ingetrokken indien de eigenaar zijn tegeltuin verwaarloost of niet meer onderhoudt. Zo mag een tegeltuin de doorgang voor voetgangers niet verhinderen. Hierbij mag de tegeltuin maximum 30 cm breed zijn en moet het voetpad over een bepaalde breedte vrij blijven (meestal 1,20 m)⁵. Om de installatiedrempel te verlagen biedt de stad Leuven een subsidie van 25 euro aan. Daarnaast kunnen inwoners van Leuven beroep doen op 'Wonen en werken', een organisatie van opgeleide werkzoekenden, die bijstand bieden bij het kiezen van de klimplant en klimhulp, de uitvoering en het onderhoud⁶.

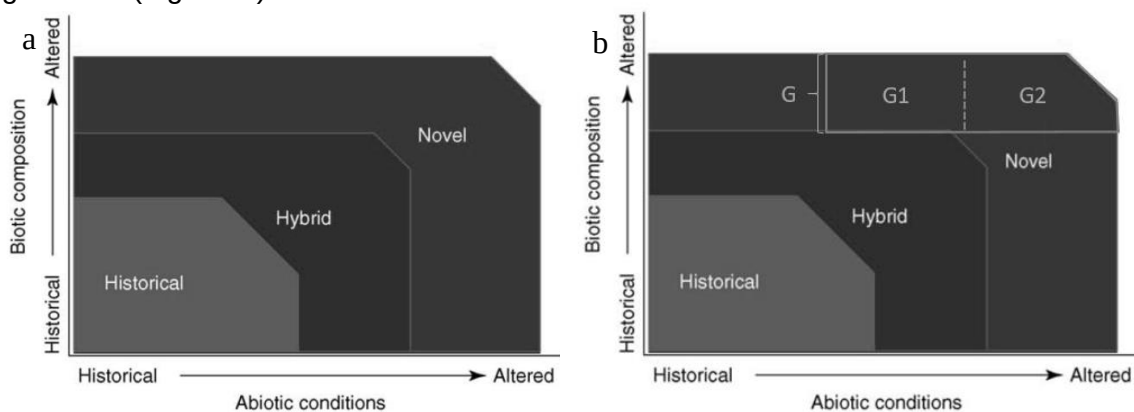
⁵ **Antwerpen:** <http://ecohuis.antwerpen.be/Ecohuis/Ecohuis-Hoofdnavigatie/Bewoners/Groen-en-dieren-in-de-stad/Groen-in-en-om-het-huis/Groene-gevels/Hoe-aanleggen/Voorwaarden.html>; **Gent:** <https://stad.gent/natuur-milieu/producten/meld-de-aanleg-van-uw-geveltuijn>; **Hasselt:** <https://www.hasselt.be/nl/content/tegeltuinen>; **Leuven:** <https://www.leuven.be/geveltuijn> (geraadpleegd op 17/01/17)

⁶ <http://leveninleuven.be/tags/geveltuijn/> (geraadpleegd op 10/12/17)

1.3 Ecosysteemdiensten van gevelgroen

1.3.1 Gevelgroen: een 'novel ecosystem'

Gevelbegroening in een stedelijke omgeving kan beschouwd worden als een ecosysteem waarvan de condities sterk door de mens beïnvloed worden (cf. Hop & Hiemstra 2013). Door deze sterke antropogene (direct of indirect) invloed zijn de biotische (bv. soortensamenstelling, soortendiversiteit) en abiotische eigenschappen (bv. temperatuur, hydrologie, bodem) van het ecosysteem sterk gaan verschillen van de eigenschappen van het oorspronkelijk ecosysteem, in casu bosrandsituaties met klimplanten (het 'historisch' ecosysteem; Hobbs et al. 2009). Door Hobbs et al. (2009) wordt dit type systeem als een 'novel' ecosystem beschouwd. Een systeem waarbij de kenmerken matig beïnvloed zijn door de mens wordt dan een 'hybride' ecosystem genoemd (Fig. 1.5a).



Figuur 1.5: Verschillende ecosysteemtipes gekenmerkt door een verschillende graad van biotische en abiotische (antropogeen geïnduceerde) verandering (a): historische ecosystemen, gekenmerkt door een beperkte graad van verandering; hybride ecosystemen, gekenmerkt door een matig verandering van beide kenmerken (oftewel een matige biotische verandering en een lage abiotische verandering of een matige abiotische verandering en een lage biotische verandering); nieuwe ecosystemen, gekenmerkt door een sterke graad van verandering van biotische en abiotische kenmerken. Gevelgroen als nieuw ecosysteem kan binnen zone G verschillende posities aannemen (van G1 tot G2) (b) (naar Hobbs et al. 2009).

Indien gevelgroen in dit schema wordt geplaatst (Fig. 1.5b), kan het intuïtief verschillende posities innemen (in zone G). De biotische kenmerken van het ecosysteem (bv. soortensamenstelling) liggen namelijk volledig vast aangezien de mens de klimplantsoort zelf kiest en aanplant (cf. Hobbs et al. 2009). De mate van antropogene abiotische beïnvloeding kan variëren in een stad. Zo hangt bijvoorbeeld de verdichting van de bodem af van onder meer de mate van betreding. Hoe hoger de betreding hoe meer de bodemstructuur (abiotische condities) beïnvloed wordt. Ook de bodemtextuur kan in mindere of meerdere mate afwijken van de oorspronkelijke omstandigheden. Zone G1 vertegenwoordigt dan gevelgroen in een regio met matige bodemverandering. Een sterk gewijzigde bodem met de aanwezigheid van gevelgroen bevindt zich dan in zone G2. Eenzelfde oefening kan gedaan worden voor de concentratie van zware metalen in een stedelijke bodem die hoger is in de omgeving van snelwegen en industrieel gebied (cf. Imperato et al. 2003). De natuurlijke habitats van klimplanten zijn meestal bosranden en bossen, waarbij de voet van de plant gewoonlijk in de

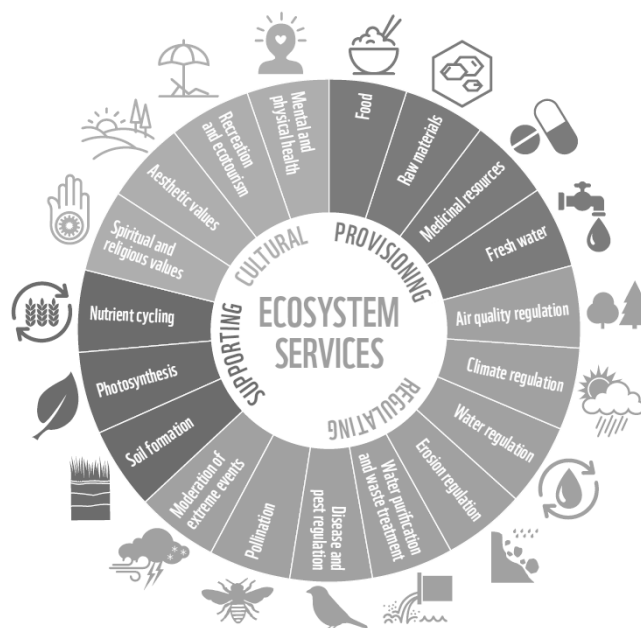
schaduw aanwezig is en de bloeiende delen in de zon zitten (cf. Hermy & Vermote 2005a). Deze natuurlijke standplaatsen vormen een habitatsjabloon voor tegeltuinen en voor de keuze van de soorten (cf. Lundholm 2006).

1.3.2 Ecosysteemdiensten

Zoals eerder vermeld kan volgens de definitie van Hobbs et al. (2009) gevelgroen beschouwd worden als een nieuw ecosysteem. Oberndorfer et al. (2007) zien gevelgroen (bv. plantenmuren) en groendaken eerder als kunstmatige systemen die natuurlijke ecosystemen nabootsen. Net zoals natuurlijke ecosystemen, leveren ze ecosysteemdiensten.

Ecosysteemdiensten zijn verbonden aan ecosysteemfuncties die zowel direct als indirect voordelig kunnen zijn voor de mens (Costanza et al. 1997). Harrington et al. (2010) definiëren een ecosysteemfunctie als een 'een intrinsieke eigenschap van het ecosysteem gerelateerd aan condities en processen (bv. fotosynthese en nutriëntopname) waarbij een ecosysteem zijn eigen integriteit bewaart'. Of een functie aanzien wordt als mogelijke dienst is afhankelijk van de manier waarop die functie in een bepaalde context gepercipieerd of gewaardeerd wordt. Zo kan bijvoorbeeld het luchtzuiverend vermogen van planten meer geapprecieerd worden en als dienst worden ervaren in regio's met een hoog gehalte aan fijnstof in de lucht dan in regio's met een lager gehalte. De manier waarop bepaalde functies gepercipieerd en/of gewaardeerd worden en als dienst worden gezien kan dus plaats- of zelfs tijdafhankelijk zijn (Haines-Young & Potschin 2010, Haines-Young & Potschin 2011, Spangenberg et al. 2014). Zo kunnen functies ook als negatief ervaren worden (zie verder) en eerder als ecosysteem'ondiensten' (E. disservices) beschouwd worden. Om een algemeen beeld te krijgen van de waardering van functies is onderzoek naar perceptie en waardering van verschillende diensten noodzakelijk. Het ontstaansproces van een ecosysteemdienst vertrekkende van de structuur en/of het proces dat een ecosysteem creëert, wordt weergegeven door het 'ecosysteemcascademodel (zie Fig. 1.7) (Haines-Young & Potschin 2011).

De Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005), waarin ecosysteemdiensten van natuurlijke ecosystemen bestudeerd werden, deelt deze op in 4 grote klassen: regulerende diensten die voordelig zijn voor het welzijn van de mens; voorzienende diensten, ecosysteemoutputs (bv. voedsel en brandstof) die gebruikt of geconsumeerd kunnen worden en het welbevinden van mensen verhogen; culturele diensten, niet consumeerbare systeemoutputs (bv. esthetische waarde) die bijdragen tot het culturele/spirituele welbevinden van de mens en ondersteunende diensten, die essentieel zijn voor het tot stand brengen van de voorgaande diensten (bv. fotosynthese). Elke klasse kan verder opgedeeld worden in verschillende subklassen (Fig. 1.6) (MA 2005, Harrington et al. 2010, Haines-Young & Potschin 2011, Hop & Hiemstra 2013).



Figuur 1.6: Verschillende ecosysteemdiensten van natuurlijke ecosystemen opgedeeld in vier categorieën: ondersteunende (E. supporting), voorzienende (E. provisioning), regulerende (E. regulating) en culturele (E. cultural) diensten. Elke categorie kan nog verder opgedeeld worden (WWF/ZSL 2016 naar MA 2005).

Hop & Hiemstra (2013) stellen dat deze onderverdeling een uitstekend kader kan bieden voor de classificatie van gevelgroendiensten maar geven ook aan dat niet alle diensten die gevelgroen levert van toepassing zijn voor natuurlijke ecosystemen (cf. Cvejić et al. 2015). Dit komt vooral doordat gevelgroen in stedelijke omgevingen ook voordelen biedt voor de eigenaar van het groenelement, die niet van toepassing zijn op natuurlijke ecosystemen (Hop & Hiemstra 2013). Tabel 1.1 geeft de verschillende ecosysteemdiensten van natuurlijke ecosystemen, het intuïtief belang voor gevelgroen en de verschillende gevelgroentypes die het meest tot deze dienst bijdragen. Intuïtief kan gesteld worden dat een verticaal georiënteerd groenelement een aanzienlijke rol speelt in het zuiveren van de lucht en het reguleren van het lokale klimaat.

Tabel 1.1: De verschillende ecosysteemdiensten van natuurlijke ecosystemen (naar Haines-Young & Potschin 2011), het intuïtief belang voor gevelgroen (* = weinig belang, ** = matig belang, ***= groot belang) en de verschillende gevelgroentypes die het meest tot deze dienst bijdragen.

		Intuïtief belang	Type gevelbegroening
Voorzienende diensten	voedsel	**	Espaliers (leigroen)
	vezels	**	afstands/direct/hangend
	genetische pool	*	Direct/afstands/hangend
	biochemische stoffen	*	Direct/afstands/hangend
	water	*	Direct/afstands/hangend
Regulerende diensten	regulatie luchtkwaliteit	***	Direct/ afstands
	regulatie klimaat	***	Direct/ afstands
	waterregulatie	**	Direct/afstands/hangend
	erosieregulatie	**	Direct/afstands/hangend
	waterzuivering/ afvalwater verwerking	*	
	ziektereregulering	n.v.t.	
	pestregulatie	n.v.t.	
	pollinatie	**	Direct/afstands/hangend/leigroen
	regulatie van extremen	**	Direct/afstands/hangend
Culturele diensten	spiritueel	*	Direct/afstands/hangend/leigroen
	esthetiek	***	Direct/afstands/hangend/leigroen
	recreatie en ecotoerisme	**	Direct/afstands/hangend/leigroen
Ondersteunende diensten	watercyclus	*	Direct/afstands/hangend
	nutriëntencyclus	*	Direct/afstands/hangend
	primaire productie	*	Direct/afstands/hangend
	bodemvorming	*	Direct/afstands/hangend

n.v.t.= niet van toepassing

Zoals eerder vermeld kunnen sommige ecosysteemdiensten ook als ondienst beschouwd worden. Dit zijn dus diensten die niet gewaardeerd of als negatief worden ervaren door de mens (Lyytimäki & Sipilä 2009). Verschillende artikelen hebben de mogelijke ondiensten van ecosystemen in een stedelijke omgeving bestudeerd (Gómez-Baggerthun & Barton 2013; von Döhren & Haase 2015). Tabel 1.2 biedt een overzicht van deze nadelen en geeft aan welke nadelen intuïtief van toepassing zijn op gevelgroen.

Tabel 1.2: Verschillende ecosysteemfuncties/diensten van urbane ecosystemen, hun nadelen (Roy et al. 2012, Gómez-Baggerthun & Barton 2013, von Döhren & Haase 2015), voorbeelden en de intuïtieve relevantie voor gevelgroen (*=weinig belang, **= matig belang, *** = groot belang).

Ecosysteemfunctie	Nadeel	Voorbeeld	Belang voor gevelgroen
Fotosynthese	Slechte invloed op luchtkwaliteit van de stad	Bomen kunnen vluchtige organische stoffen (VOS) produceren die nadelig zijn voor de luchtkwaliteit. Calfapietra et al. 2013	*
Biomassa-productie	Het belemmeren van het zicht	Vegetatie tegen de gevel kan uitzicht belemmeren. Lyytimäki et al. 2008, von Döhren & Haase 2015	***
	Het beschadigen van wegen en gebouwen	Wortelgroei kan het voetpad beschadigen en wortels kunnen eventueel doorheen funderingen dringen (oude gebouwen). Blunt 2012, Mullaney et al. 2015	***
	Werklast en kosten	Onderhoud van groenelement en de kosten die eraan verbonden zijn. Löschmann 2001, Aertsens et al. 2012, Perini & Rosasco 2013, Franz & Hermy 2017	**
	Onrust en stress	Slecht onderhouden groen beperkt lichtinval en stimuleert 's nachts mogelijk het onveiligheidsgevoel. Bixler & Floyd 1997, Lyytimäki et al. 2008, Lyytimäki & Sipilä 2009	***
Reproductie	Allergieën	Pollen die door de wind verbreiden zijn nadelig voor mensen met een allergie. D' Amato 2000	**
Habitatvoorziening	Invasie leefomgeving mens	Dieren en insecten binnenshuis worden vaak als vies en angstaanjagend beschouwd. Bixler & Floyd 1997	*
Verouderingsproces	Ongevallen	Oude zware takken van bomen kunnen bij hevige wind afbreken en op het voetpad terecht komen of achterstallig onderhoud beperkt doorgang op voetpad. Lyytimäki et al. 2008	**

Zo produceren verschillende plantensoorten vluchtige organische stoffen (VOS) die in bepaalde condities smogvorming stimuleren en zo de luchtkwaliteit van een stad verslechteren. Hoffman (2009) geeft aan dat klimplanten deze stoffen niet produceren en dus geen negatieve invloed hebben op de luchtkwaliteit van de stad. Biomassaproductie van planten kan op verschillende manieren als nadelig beschouwd worden. Gevelgroen is een verticaal begroeningsstelsel tegen de gevel en kan door biomassaproductie ramen bedekken en het uitzicht belemmeren. Daarnaast kan gevelgroen in bepaalde omstandigheden de gevel van een huis beschadigen (zie eerder). Verder kan gevelgroen mogelijk ook het onveiligheidsgevoel stimuleren. Hop & Hiemstra (2013) geven aan dat dit onveiligheidsgevoel nauw samenhangt met de onderhoudsstatus van het groenelement. Ook kunnen planten in de stad allergiereacties stimuleren door pollenproductie. Net zoals andere planten produceren klimplanten pollen die mogelijk allergische reacties kunnen teweegbrengen. Groen in de stad trekt dieren aan. Deze vinden mogelijk hun weg naar het huis wat vaak als een nadeel beschouwd wordt. Hermans (1998) geeft aan dat dit niet het geval is aangezien bijvoorbeeld

spinnen en insecten gevelgroen als habitat boven de woonkamer stellen en dus minder in huizen worden aangetroffen. Als laatste kunnen oude structuren van bomen voor mogelijke ongevallen zorgen. Dit is minder van toepassing voor gevelgroen waarbij klimplanten worden gebruikt. Leigroen komt hiervoor meer in aanmerking. Mits een deskundige toepassing en onderhoud vallen veel van die mogelijke ondiensten best mee en wegen ze niet op tegen de voordelen (Hermy & Vermote 2005a).

1.3.3 Voordelen van gevelgroen

Net als alle groenelementen levert ook gevelgroen een veelheid aan diensten (vroeger als multifunctionaliteit aangeduid). Het vergroot niet enkel de esthetische waarde van de gevel maar biedt ook veel voordelen voor de mens en zijn omgeving.

Gevelgroen draagt bij tot een betere levenskwaliteit in de stad. Zo heeft gevelgroen een **positieve invloed op de luchtkwaliteit** in een urbane omgeving. Dit door onder meer fijnstof en schadelijke stoffen in de lucht te capteren. Klimplanten vangen deze deeltjes op via hun bladeren en kunnen ze daarna absorberen via hun huidmondjes of wortels (Bruse et al. 1999). Köhler (1993) geeft aan dat indien alle gevels in het centrum van Berlijn begroend zouden worden 4% van de jaarlijkse stofconcentratie in Berlijn weggevangen wordt. Sternberg et al. (2010) toonde in een veldexperiment in het Verenigd Koninkrijk aan dat Klimop (*Hedera helix*) in een urbane omgeving een zeer grote hoeveelheid fijnstof (2.9×10^{10} partikels per m^2) kon wegvangen. Hierbij was de weggevangen hoeveelheid hoger in de buurt van drukke wegen dan in de nabijheid van afgelegen wegen. Zo heeft *Hedera helix* een gemiddelde jaarlijkse stofvang van 6 g/m^2 (Tonneijck & Bade 2011, Aertsens et al. 2012). Een geveltuin van 17 m^2 , gebruikmakend van Klimop, zou een stofvangend vermogen hebben dat vergelijkbaar is met die van een gemiddelde stadsboom van 25 jaar (100 g fijnstof per jaar, Bade et al. 2011) (Tonneijck & Bade 2011, Aertsens et al. 2012). Het probleem is dat bomen niet altijd een positief effect hebben op de luchtkwaliteit in de straat aangezien ze mogelijk de ventilatie kunnen verhinderen en zo de concentratie aan schadelijke stoffen in de lucht kunnen verhogen (Vos et al. 2013, Salmond et al. 2013). Het voordeel van verticale systemen is dat ze de luchtventilatie in de straat niet tegenhouden waardoor een opstapeling van schadelijke stoffen vermeden wordt (Tonneijck et al. 2008).

Daarnaast voorziet gevelgroen een woning van **een extra geluidsisolerende laag** (Köhler 2008, Wong et al. 2010a, Van Renterghem et al. 2013). Hierbij worden geluidsgolven geabsorbeerd en gereflecteerd door het groenelement waardoor het waargenomen straatlawaai in de woonkamer gereduceerd wordt. Daarnaast beperkt gevelgroen het zicht op het doorgaand verkeer waardoor stadsbewoners zich minder snel gaan storen aan het straatlawaai (Wong et al. 2010a, Aertsens et al. 2012, Hop & Hiemstra 2013). Maar men moet beseffen dat veel van het lawaai dat in huizen binnendringt niet via de muren maar via

openingen in het huis komt. Köhler (2008) stelt dat gevelgroen de sterkte van het waargenomen geluid met 2 tot 5 db kan verlagen. Daarenboven geven Wong et al. (2010a) in een studie naar het geluids-reducerend effect van gevelgroen aan dat de demping kan oplopen tot 10 db. Deze reductie is vergelijkbaar met een reductie van het aantal voorbijrijdende auto's met 90 procent (bv. van 10 voorbijrijdende auto's naar 1 voorbijrijdende auto) (Hop & Hiemstra 2013).

Gevelgroen kan ook bijdragen tot de **esthetische waarde** van de gevel en de **vormgeving** van het gebouw. Ook heeft gevelgroen een **positief effect op het fysieke en mentale welzijn** van stadsbewoners. De kleuren en geuren werken **stressverlagend** en **verhogen het rustgehalte** van de straat (bv. groen is een rustgevende kleur) (Hermans 1998, Hermey & Vermote 2005a). Dit effect zou versterkt worden indien het groenelement goed onderhouden wordt en een hoge diversiteit aan soorten zou bevatten (Hop & Hiemstra 2013). Daarnaast toonde Ulrich (1984) in een onderzoek naar de invloed van groen op de herstelsnelheid van ziekenhuispatiënten aan dat deze groter was bij patiënten die herstelden in een kamer met zicht op een groene omgeving dan bij patiënten met uitzicht op een verharde omgeving. Maar in het algemeen is de inwerking van groen op het psychologisch welzijn van de mens complex en verder onderzoek is nodig (Ulrich et al. 1991, Hermans 1998, Hermey & Vermote 2005a, Aertsens et al. 2012, Hop & Hiemstra 2013).

Daarnaast heeft gevelgroen een **positieve invloed op de energiebalans van een gebouw en indien ruim toegepast op het stedelijk (meso)klimaat**. Zoals eerder aangegeven wordt stadsgroen vaak vervangen door beton en allerlei verhardingen. Deze donkere materialen kunnen een grote hoeveelheid warmte opslaan. In de nacht wordt deze warmte geleidelijk vrijgegeven aan de lucht. Hierdoor is de luchttemperatuur in steden gemiddeld 2 tot 5°C hoger dan in landelijk gebied. Dit fenomeen wordt het hitte-eilandeffect genoemd en heeft vooral invloed op piektemperaturen in de zomer. Het hitte-eilandeffect zal door de klimaatsverandering alleen maar intenser worden (Taha 1997, Hermans 1998, Hermey & Vermote 2005a, Aertsens et al. 2012, Hop & Hiemstra 2013). Steeneveld et al. (2011) geven aan, in een studie in Nederland over de invloed van stadsgrootte en -morfologie op het hitte-eilandeffect, dat dit effect vooral gecorreleerd is met de bevolkingsdichtheid. In Vlaanderen is dit effect eerder afhankelijk van de graad van verharding van de stad (De Ridder et al. 2015). Gevelgroen kan het hitte-eilandeffect milderen door het verdampend vermogen en de schaduwwerking (fysische barrière) van de gebruikte klimplanten. Door het onderscheppen en de weerkaatsing van het zonlicht warmt de gevel minder hard op en wordt minder warmte aan de omgeving afgegeven (Hermans 1998, Hermey & Vermote 2005a, Aertsens et al. 2012, Hop & Hiemstra 2013). Dit resulteert in een lagere omgevingstemperatuur. Zo kon een gevelgroensysteem gebruikmakend van klimplanten, in een tropisch klimaat, de gemiddelde

temperatuur van een wand verlagen met 4,4°C (Wong et al. 2010b). Alexandri & Jones (2008) voorspelden aan de hand van modellering dat de begroening van daken en gevels in Hong Kong de maximale luchttemperatuur kon doen dalen met 8,4 °C. Steeneveld et al. (2011) toonden aan dat een proportionele toename van 20% aan groen in de stad het hitte-eilandeffect met 1°C zou doen afnemen. Groen heeft dus een duidelijk invloed op de omgevingstemperatuur van de stad.

Gevelgroen verbetert de energiebalans van een huis doordat ze naast verdamping en schaduwwerking onder meer voor een extra isolerende laag zorgt. Bovendien verlaagt gevelgroen ook de windsnelheid waardoor de energiebalans van een gebouw positief wordt beïnvloed (Pérez et al. 2011b, Perini et al. 2011). Hierdoor worden energiekosten voor verwarming en vooral koeling ingeperkt. De verbetering van de energiebalans is afhankelijk van de mate van isolatie van het huis (Köhler 1993). Zo voorspelde een studie aan de hand van modellering dat de wandtemperatuur van een begroeide gevel in Noord-Griekenland in de zomermaanden significant verschilde van de temperatuur van een onbegroeide wand. En dit effect was het grootst voor gevels die naar het westen georiënteerd waren (16,85°C) (Kontoleon & Eumorfopoulou 2010). Cameron et al. (2015) toonden in een modelexperiment aan dat de oppervlaktetemperatuur van een gevel begroeid met Klimop in de winter tijdens extreem weer 3°C warmer was dan de wandtemperatuur van een onbegroeide gevel. Ook gaven ze aan dat de toepassing van gevelgroen, in deze condities, de energie-efficiëntie met 20% verhoogde. Figuur 1.7 linkt gevelgroenstructuren en andere groenelementen die de biodiversiteit in de stad verhogen via het cascade-model aan de processen en diensten die bijdragen tot de regulatie van het micro/mesoklimaat in de stad (Meiresonne & Turkelboom, 2014).

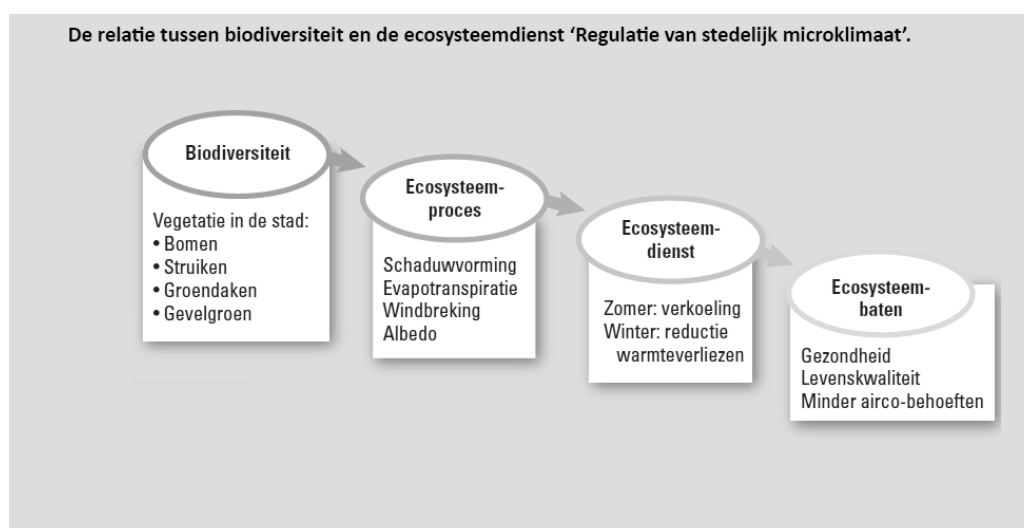


Fig. 1.7: Het cascademodel geeft het verband tussen verschillende groenelementen in een stad (bv. gevelgroen) die de biodiversiteit in een stad verhogen en via verschillende processen (schaduwvorming, evapotranspiratie, windbreking en weerkaatsing) het meso/microklimaat in een stad verbeteren. Dit verhoogt de levenskwaliteit in de stad en verlaagt energiekosten (naar Haines-Young & Potschin 2011, Meiresonne & Turkelboom 2014).

Verder voorziet gevelgroen de gevel van een '**groene' beschermende laag** die temperatuurf fluctuaties inperkt en een fysische barrière vormt tegen regeninslag en stofneerdaling. Hierdoor wordt de gevel minder aangetast door reactief fijnstof en is de gevel minder vochtig. Dit heeft als resultaat dat de installatie van gevelgroen de levensduur van een gevel aanzienlijk verlengt en de onderhoudskosten van de wand ingeperkt worden (Köhler 2008, Viles et al. 2011).

Een laatste functie van gevelbegroening is **habitatvoorziening**. Gevelgroen creëert beschutting, nestgelegenheid en voorziet dieren van voedsel waardoor het aantal dieren in de stad toeneemt. Zo neemt de abundantie van spinnen, insecten, vogels en vleermuizen in de stad toe (Köhler 1993, Hermans 1998, Hermy & Vermote 2005a).

1.4 Kenmerken die bijdragen tot ecosysteemdiensten

Gevelgroen levert dus veel diensten die voordelig zijn voor de mens en zijn omgeving. Maar wat bepaalt de kwaliteit en kwantiteit van deze diensten? Welke kenmerken dragen bijvoorbeeld bij tot het stofvangend vermogen van een klimplant? Intuïtief kan men stellen dat een grote klimplant met een grote bladoppervlakte veel stof kan wegvangen (Fig. 1.8b). Tabel 1.3 geeft een overzicht van de verschillende biofysische kenmerken van planten die belangrijk zijn voor de kwaliteit en kwantiteit van de diensten die ze leveren in een stedelijke omgeving. Zo geven verschillende artikelen aan dat de bladoppervlakte-index ($E. (wall) leaf area index (LAI_{(w)})$) (de totale bladoppervlakte per wandoppervlak), de hoogte, breedte en de diepte (dus het volume van klimplant) belangrijke factoren zijn voor het luchtzuiverend vermogen van de plant en het vermogen om de energiebalans van het huis en het mesoklimaat van de stad te verbeteren. Daarnaast speelt de aard van het bladoppervlak (beharing en ruwheid) een niet te onderschatten rol in de stofvangcapaciteit van een klimplant. Verder zorgt een hoge bedekkingsgraad door de klimplant voor een positief effect op de energiebalans van een huis. Zo heeft de onderhoudsstatus, het aantal soorten en de verschillende kleuren een belangrijk effect op de esthetische waarde van het groenelement, de vormgeving en het verbeteren van het fysieke en mentale welzijn van de mens. De levensduur van de gevel wordt onder meer verlengd door verschillende kenmerken die inspelen op de stofvangcapaciteit en het verbeteren van de energiebalans van een huis.

Tabel 1.3: Overzicht van verschillende plantenkenmerken die belangrijk zijn voor verschillende ecosysteemdiensten van gevelgroen met leeftijd (L) in maanden (ma), hoogte in meter (m) en dikte (D) in centimeter (cm).

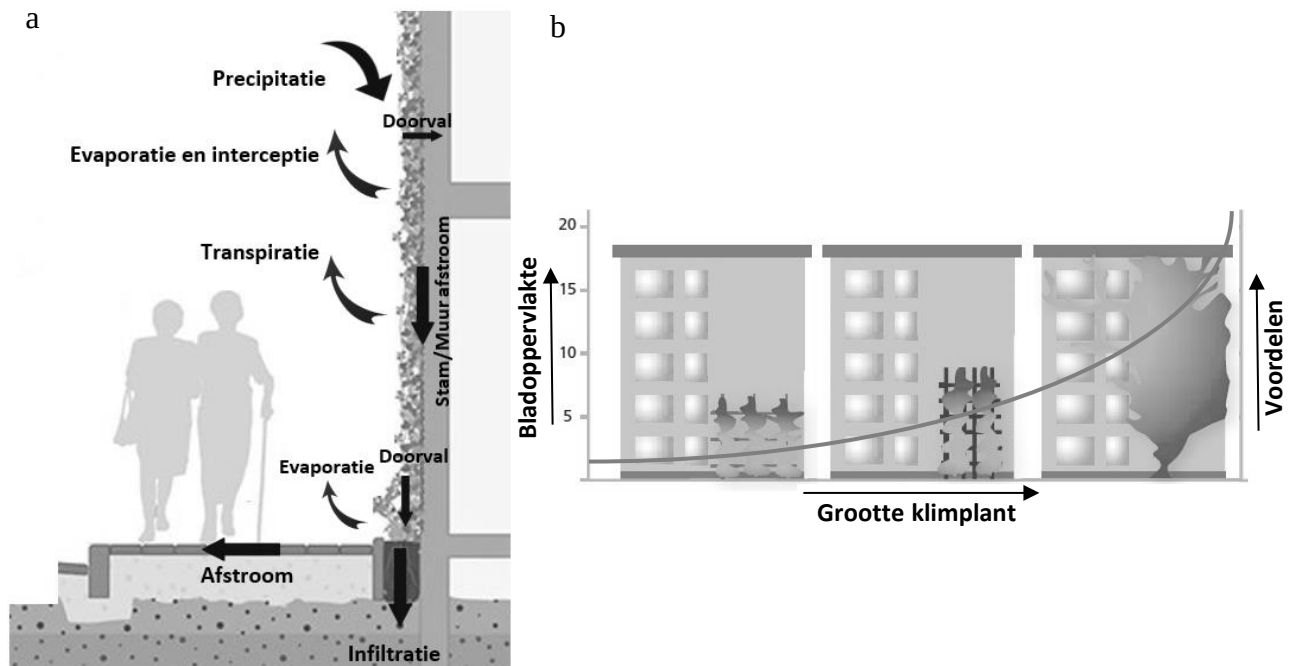
Sleutelkenmerk	Species	Waarde	L/H/D	Diensten
LAI (leaf area index)	<i>Parthenocissus tricuspidata</i>	2-4,5 m ² /m ² (Hoyano 1988)	15-35 cm	Luchtzuivering Verbeteren energiebalans en mesoklimaat (Hoffman 2009, Litschke & Kuttler 2008, Ottelé et al. 2010, Hop & Hiemstra 2013) (Ip et al. 2010, Sheweka & Mohamed 2012, Hop & Hiemstra 2013, Susorova et al. 2013, Cameron et al. 2014)
	/	3,14 m ² /m ²	70 cm	
LAI_w (leaf area index uitgedrukt per wandoppervlakte)	9 soorten (altijdgroen/zomergroen): <i>Vitis berlandieri</i> x <i>V. rupestris</i> , <i>Vitis champini</i> <i>Bignonia capreolata</i> <i>Lonicera sempervirens</i> <i>Gelsemium sempervirens</i> <i>Celastrus scandens</i> <i>Wisteria frutescens</i> <i>Passiflora incarnata</i>	3,0 m ² /m ² (gemiddelde) (Price et al. 2010)	6 ma	
	14 soorten: <i>Parthenocissus quinquefolia</i> <i>Campsis radicans</i> <i>Vitis sp.</i> <i>Bignonia capreolata</i> <i>Akebia quinata</i> <i>Celastrus scandens</i> <i>Clematis terniflora</i> <i>Gelsemium sempervirens</i> <i>Lonicera sempevirens</i> <i>Parthenocissus tricuspidata</i> <i>Trachelospermum jasminoides</i> <i>Wisteria frutescens</i>	3,3 m ² /m ² (gemiddelde) (Tilley et al. 2014)	61 cm	

Vervolg Tabel 1.3	<i>Hedera helix</i>	2,6-7,7 m ² /m ²	(Bartfelder & Köhler 1987 in Ottelé et al. 2010)	/	
		5,4 m ² /m ²	(Cameron et al. 2014)	/	
	<i>Jasminumd officinale</i>	0,6-0,8 m ² /m ²	(Cameron et al. 2014)	/	
	<i>Lonicera 'Gold Flame'</i>	0,6-0,8 m ² /m ²	(Cameron et al. 2014)	/	
	<i>Parthenocissus tricuspidata</i>	1,8 m ² /m ²	(Susorova et al. 2013)	/	
	<i>Parthenocissus tricuspidata</i>	1,6-4 m ² /m ²	(Hermý & Vermote 2005a)	/	
	<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	2-8 m ² /m ²	(Hermý & Vermote 2005a)	/	
Dichtheid bladerdek (m²/m³)					Luchtzuivering (Ottelé et al. 2010, Sternberg et al. 2010, Pronk et al. 2013)
					Verbeteren energiebalans en mesoklimaat (Haggag 2010, Pérez et al. 2011, Perini et al. 2011, Sheweka & Mohamed 2012)
Hoogte	<i>Akebia quinata</i>	5-8 (m)	Hermý & Vermote 2005a		Luchtzuivering (Ottelé et al. 2010, Sternberg et al. 2010, Pronk et al. 2013) Verbeteren energiebalans en mesoklimaat (Ip et al. 2010, Sheweka & Mohamed 2012)
	<i>Clematis vitalba</i>	12-15 (m)	Hermý & Vermote 2005a		
	<i>Hedera helix</i>	20-30 (m)	Hermý & Vermote 2005a		
	<i>Jasminum nudiflorum</i>	2-3 (m)	Hermý & Vermote 2005a		
	<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	8-15 (m)	Hermý & Vermote 2005a		
	<i>Parthenocissus tricuspidata</i>	8-20 (m)	Hermý & Vermote 2005a		
Breedte	<i>Akebia quinata</i>	2-4 (m)	Hermý & Vermote 2005a		Luchtzuivering (Ottelé et al. 2010) Verbeteren energiebalans en mesoklimaat (Sheweka & Mohamed 2012)
	<i>Clematis vitalba</i>	5-8 (m)	Hermý & Vermote 2005a		
	<i>Hedera helix</i>	3-10 (m)	Hermý & Vermote 2005a		
	<i>Jasminum nudiflorum</i>	2-3 (m)	Hermý & Vermote 2005a		

Vervolg Tabel 1.3	<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	8-12 (m)	Hermý & Vermote 2005a		
	<i>Parthenocissus tricuspidata</i>	8-12 (m)	Hermý & Vermote 2005a		
Dikte	<i>Hedera helix</i>	0,45 (m), 0,60 (m)	Sternberg et al. 2010		Luchtzuivering (Sternberg et al. 2010, Pronk et al. 2013)
Bladoppervlak (beharing/ruwheid/dikte cuticula)					Luchtzuivering Verbeteren energiebalans en mesoklimaat (Perini et al. 2017) (Perini et al. 2011, Viles et al. 2011, Sheweka & Mohamed 2012)
Bladvorm					Luchtzuivering (Perini et al. 2017)
Bedekkingsgraad					Geluidsbarrière (Giachetta & Magliocco (2007) in Perini & Rosasco 2013) Luchtzuivering Verbeteren energiebalans en mesoklimaat (Sternberg et al. 2010) (Kontoleon & Eumorfopoulou 2010)
Aantal soorten					Esthetisch, psychologisch en omgeving (Hop & Hiemstra 2013)
Onderhoudsstatus					Esthetisch, psychologisch en omgeving (Hop & Hiemstra 2013)
Kleur					Esthetisch, psychologisch en omgeving (Hop & Hiemstra 2013)

1.4.1 Het belang van de bladoppervlakte-index (LAI)

De bladoppervlakte-index wordt gedefinieerd als 'de totale eenzijdige oppervlakte aan fotosynthetisch weefsel per eenheid grondoppervlak (m^2/m^2)' (Gobron 2008). Deze variabele geeft een idee van de totale hoeveelheid bladmateriaal van een plantensoort of plantengemeenschap en is verbonden met verschillende processen en functies van planten namelijk interceptie van regen, interceptie van licht, fotosynthese, koolstoffixatie en evapotranspiratie (Gobron & Verstraete 2009) (Fig. 1.8a).

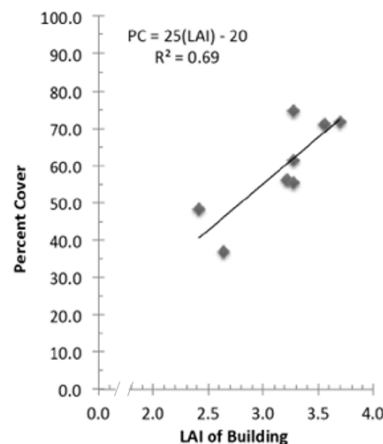


Figuur 1.8: (a) De bladoppervlakte-index (LAI) is verbonden aan verschillende processen en functies zoals bv. regenwater management in de stad (naar <http://www.deeprooot.com/blog/wp-content/uploads/stories/2013/03/stormwater-benefits-of-trees.jpg> en <https://www.rainproof.nl/toolbox/maatregelen/groene-gevel> geraadpleegd op 20/01/17) en (b) de bladoppervlakte en voordelen van een ecosysteem in functie van de grootte van de plant (naar Hermey & Vermote 2005a en <http://docplayer.net/23529745-Overview-of-the-framework-for-a-strategic-urban-forest-management-plan-for-the-city-of-guelph.html> geraadpleegd op 20/01/17).

De bladoppervlakte-index is van groot belang voor het bepalen van verschillende kenmerken van een levensgemeenschap. Zo is LAI een maat voor de dichtheid van het bladerdak in een bossysteem (Hunter et al. 2014). Daarnaast wordt ook de bedekkingsgraad van bijvoorbeeld landbouwgewassen sterk weerspiegeld in de LAI, zo wordt de relatie voor maïs in een droog gebied gegeven door de volgende vergelijking (Nielsen et al. 2012):

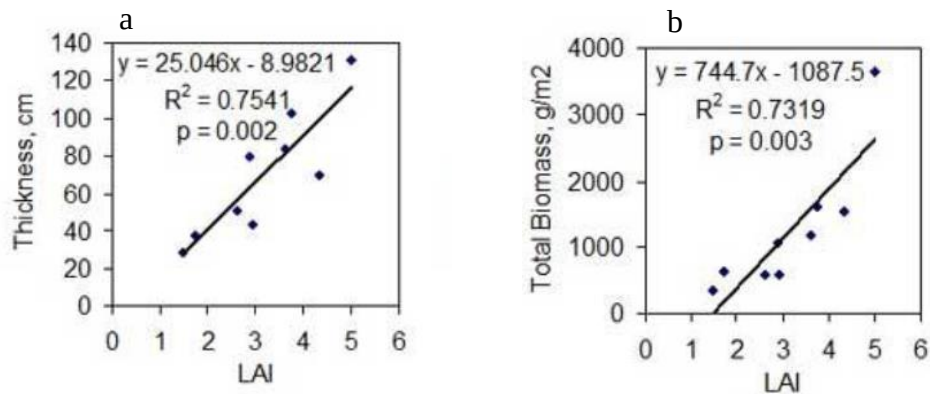
$$\text{Bedekkingsgraad} = 76.78 \cdot (1 - \exp(-0.8105 \cdot \text{LAI}))^{0.9567} \quad (\text{Eq. 1})$$

Tilley et al. (2012) toonden aan dat het bedekkingspercentage van de gevel door verschillende klimplanten (*Bignonia capreolata*, *Lonicera sempervirens*, *Gelsemium sempervirens*, *Celastrus scandens*, *Wisteria frutescens*, *Passiflora incarnata*, *Vitis berlandieri* x *V. rupestris*, *Vitis berlandieri* x *V. rupestris* en *Vitis champini*) voor een gevelgroensysteem positief gecorreleerd was aan de LAI_w op basis van de gevel (Fig. 1.9).



Figuur 1.9: De LAI_w van een klimplant als voorspellend kenmerk voor de bedekkingsgraad van een gebouw. Hierbij verklaart de variatie in LAI_w 69% van de variatie in bedekkingsgraad van de gevel ($R^2=0,69$). Het bedekkingspercentage is mogelijk significant positief gecorreleerd aan de LAI_w op basis van de gevel (p-waarde = niet gegeven) (Tilley et al. 2012).

Ook blijkt dat de biomassa van een gevelplant positief gecorreleerd is met de bladoppervlakte-index ($R^2=0,73$; $p = 0,003$) (Tilley et al. 2014). Zo toonden Tilley et al. (2014) aan, in een studie naar karakteristieken van klimplanten in natuurlijke en artificiële systemen, dat de LAI_w een belangrijke indicator is voor de hoeveelheid biomassa en de dikte van het bladerdek van het gevelgroen (Fig. 1.10).

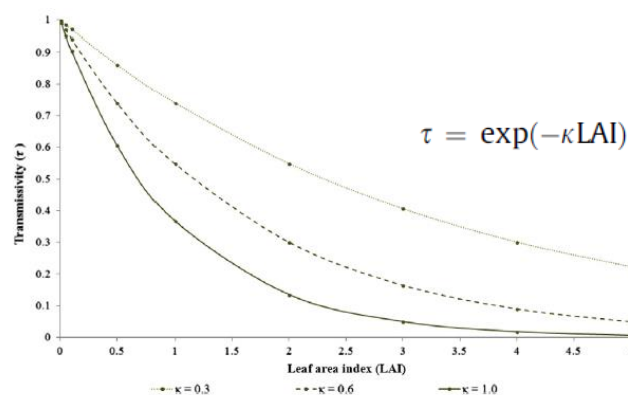


Figuur 1.10: De relatie tussen LAI van een klimplant en de dikte (a) en de totale biomassa (b) van het gevelgroen. Hierbij is de LAI positief gecorreleerd met de dikte ($R^2 = 0,7541$; $p = 0,002$) en de totale biomassa van het gevelgroensysteem ($R^2 = 0,7319$; $p = 0,003$) (Tilley et al. 2014).

In het algemeen kan deze variabele gebruikt worden om de algemene groei en groeikracht van vegetatie te bepalen (Gobron 2008).

Aangezien de bladoppervlakte-index belangrijk is voor de functies van een ecosysteem, kan deze variabele ook een belangrijke indicator zijn voor de diensten die het ecosysteem levert (zie bv. voor landbouw, Taugourdeau et al. 2014; voor bosbouw, Galal et al. 2016; voor groendaken, Del barrio 1998 & Lundholm et al. 2015). Omdat er een positief verband bestaat

tussen de LAI en de grootte van het groenelement zullen de diensten toenemen naarmate de plant groter wordt (voor bomen zie Hicks & Dugas 1998) (Fig. 1.7b). Zo is de LAI een goede indicator voor het koelend vermogen van een plant in een stedelijke omgeving (Hardin & Jensen 2007, Tilley et al. 2012, Susorova et al. 2013). Verschillende studies naar het koelend effect van gevelplanten wijzen uit dat de oppervlaktetemperatuur van een gevel en de daaraan gekoppelde warmtestroom doorheen de muur het meest verlaagd wordt door planten met een hoge LAI, een hoge bedekkingsgraad en waarvan de bladeren evenwijdig aan de wand georiënteerd zijn (hoge absorptiecoëfficiënt (k)). Planten met een hoge LAI laten weinig licht door (lage transmissiviteit) waardoor de wand minder sterk opwarmt en dus minder warmte aan de omgeving wordt afgegeven. Dit verband is weergegeven in onderstaande figuur (Fig 1.11) (Hardin & Jensen 2007, Tilley et al. 2012, Susorova et al. 2013).



Figuur 1.11: Verband tussen transmissiviteit (τ) (lichtdoorlatend vermogen), bladoppervlakte-index (LAI) en de absorptie-coëfficiënt (k). De transmissie neemt exponentieel af naarmate de LAI toeneemt. Dit effect is sterker voor planten met een hoge absorptiecoëfficiënt (Susorova et al. 2013).

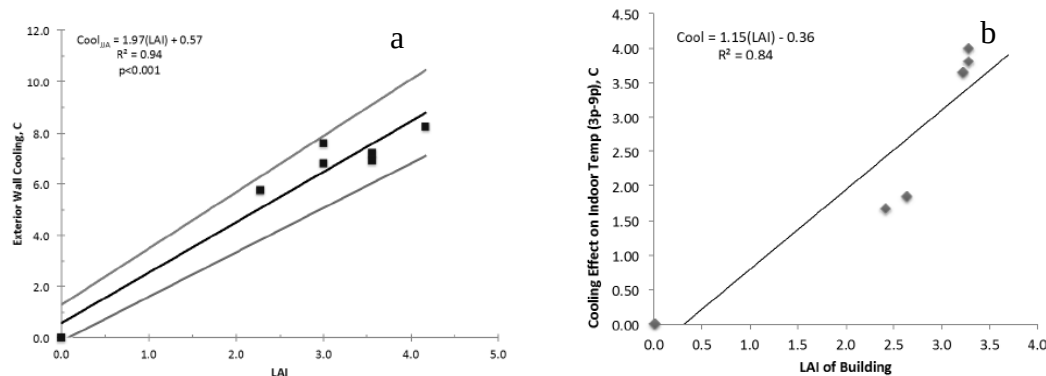
Daarnaast stellen ze dat een klimplant met een $LAI > 3$ in staat is om de wandtemperatuur significant te verlagen (Susorova et al. 2013). Een experiment in Clarkville (Maryland) in een koel gematigd klimaat waarbij het effect van de LAI van een klimplant op de wandtemperatuur van een artificieel huis (houten constructie met een gipsen droogbouwwand als binnenmuur en een buitenmuur bestaande uit dennenhout) werd getest, gaf aan dat een stijging van de bladoppervlakte-index met één eenheid (m^2/m^2) in de zomermaanden een verlaging van de wandtemperatuur van $2^\circ C$ veroorzaakte (Tilley et al. 2012). Dit significant verband ($R^2 = 0,97$; $p < 0,001$) wordt weergegeven door Figuur 1.12a. Dit verband was enkel geldig voor klimplanten met een LAI lager dan 5. Daling van de wandtemperatuur in de zomermaanden kan voorspeld worden via een lineaire regressie door de vergelijking:

$$\text{Koeling van wandtemperatuur } (^\circ) = 1,97 (LAI) + 0,57 \quad (\text{Eq. 2})$$

Daarnaast gaven Tilley et al. (2012) aan dat er een verband was tussen de bladoppervlakte-index van de klimplant en de reductie van de kamertemperatuur (Fig.1.12b). Dit verband was

enkel geldig voor klimplanten met een LAI lager dan 5. Daling van de binnentemperatuur kan voorspeld worden via een lineaire regressie door de vergelijking:

$$\text{Koeling van woonkamer (}^{\circ}\text{)} = 1,15 \cdot (\text{LAI}) - 0,36 \quad (\text{Eq. 3})$$



Figuur 1.12: Significant verband tussen de reductie van de geveltemperatuur en de bladoppervlakte-index tijdens de zomermaanden ($R^2 = 0,94$; $p < 0,001$) buitenste rechten geven 95%-betrouwbaarheidsintervallen weer (a) en verband tussen de reductie van de binnentemperatuur en de bladoppervlakte-index van de klimplant (LAI of building) ($R^2=0,84$) (b) (Tilley et al. 2012).

Verder geeft Jänhall (2015) in een onderzoek naar stofafzetting op vegetatie in een urbane omgeving aan dat de bladoppervlakte-index (LAI) rechtstreeks gecorreleerd is aan de hoeveelheid stofvang per m^2 :

$$\text{Hoeveelheid opgevangen stof (g/m}^2\text{)} = \text{LAI} \cdot \text{Vd} \cdot \text{C} \cdot \text{t} \quad (\text{Eq. 4})$$

met Vd de depositiesnelheid (m/s), C de concentratie fijnstof in de lucht ($\mu\text{g/m}^3$) en t de tijd (s).

Hierbij verschilt de depositiesnelheid voor verschillende soorten. Zo hebben bladeren van naaldbomen een hogere depositiesnelheid dan de bladeren van loofbomen (Freer-Smith et al. 2004). De depositiesnelheid neemt ook toe naarmate de windsnelheid toeneemt (Freer-Smith et al. 2004). Depositiesnelheden kunnen variëren van 0,01 tot 10 cm/s (Litschke & Kuttler 2008), waarbij in modeleringstudies voor plantenmuren vaak een depositiesnelheid van 0,64 cm/s wordt aangenomen (Pugh et al. 2012).

De bladoppervlakte-index is dus een zeer belangrijke variabele die aan de basis ligt van belangrijke ecosysteemfuncties en diensten.

De bladoppervlakte-index (LAI) van vegetatie kan direct of indirect worden bepaald. De directe methode is de meeste nauwkeurigste methode maar is destructief en vaak tijdrovend. Hierbij worden bladeren letterlijk geoogst en wordt de eenzijdige oppervlakte per blad bepaald. De bladoppervlakte-index is dan gelijk aan de som van bladoppervlaktes per grondoppervlak. Daarnaast kan de LAI ook via semidirecte methoden bepaald worden. Hierbij wordt de LAI geschat aan de hand van parameters die gemakkelijker te bepalen zijn (via allometrische

relaties). Zo kan de totale bladoppervlakte (LA_t) ook bepaald worden via het totale drooggewicht (OD_t) van de bladeren. Deze twee variabelen worden aan elkaar gelinkt door de SLA (cm^2/g), de bladoppervlakte per drooggewicht (E. Specific Leaf Area), berekend voor een fractie van de ingezamelde bladeren.

$$LA_t = OD_t * SLA \text{ (per grondoppervlak)} \quad (\text{Eq. 5})$$

Bij bladverliezende soorten kan de LAI ook geschat worden door middel van bladvallen (E. 'leaf traps'). Hierbij worden bladeren gedurende de herfst in verschillende bladvallen met een bepaalde oppervlakte opgevangen. Deze vallen worden wekelijks leeggemaakt om het rotten van bladeren te voorkomen. Na het collecteren, worden de bladeren gedroogd, het OD bepaald en via de SLA de bladoppervlakte bepaald. De som van de bladoppervlaktes per vangoppervlakte van de vallen over de hele periode is dan gelijk aan de LAI. Daarnaast kan voor bomen de LAI geschat worden aan de hand van de diameter van het spinhout of via de diameter op borsthoogte (DBH) (Bréda 2003). Zo kan de bladoppervlakte-index van Zachte en Ruwe berk (resp. *Betula pubescens* en *Betula pendula*) in Europa via deze formule benaderd worden:

$$LAI = 0,65 * DBH^{0,43} \quad (\text{Eq. 6})$$

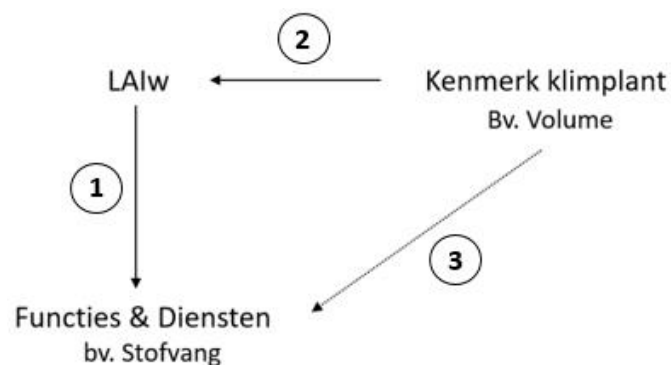
Deze relatie is verschillend voor elke boomsoort (cf. Widlowski et al. 2003). Een andere relatie bleek uit een studie naar de bladoppervlakte van koffieplanten (*Coffea arabica* L.) waar het product van de lengte en de gemiddelde breedte van het blad gecorreleerd was aan de bladoppervlakte (Unigarro-Muñoz et al. 2015). Sánchez-Hermosilla et al. (2013) toonden tevens aan dat er een significant verband was tussen LAI, de hoogte van de bebladerde stengel en het volume van de vegetatie per oppervlakte bewerkte grond (PRV) voor tomatenplanten (*Lycopersicon esculentum* Mill.). In een gelijkaardige studie waarin de bladoppervlakte van *Vitis vinifera* cultivars werd onderzocht, bleek dat de lengte van de stengel (< 50cm) en de PRV goede indicatoren waren voor de LAI (Siegfried et al. 2006).

Indirecte methoden zijn niet-destructief. Hierbij wordt de LAI van vegetatie aan de hand van de hoeveelheid zonnestraling dat door het bladerdek wordt doorgelaten geschat (Bréda 2003). Zoals hierboven uit deze korte opsomming blijkt, zijn de meeste gegevens in verband met de bladoppervlakte-index afkomstig van niet-klimplanten. Er is heel weinig informatie beschikbaar voor klimplanten (maar zie Tabel 1.3).

1.5 Probleemstelling en doelstellingen

Het uitbreiden en verdichten van steden beperkt de groenoppervlakte en dus ook de diensten die ze leveren in en rond de stad. Eén eenvoudige methode om groen te (re-)integreren in een stedelijke omgeving is gevelgroen en meer bepaald via tegeltuinen. Ze zijn makkelijk te installeren, vereisen weinig onderhoud, nemen weinig plaats in, zijn vrijwel overal toepasbaar en leveren verschillende diensten die voordelig zijn voor mens en omgeving. Uit het voorgaande blijkt dat de bladoppervlakte-index een zeer belangrijke variabele is die aan de basis ligt van belangrijke ecosysteemfuncties en diensten. Voor een verticaal systeem is dit vooral de gevelbladoppervlakte-index (LAI_w) (bladoppervlakte/geveloppervlak). Door deze LAI_w te bepalen kan dus een beeld verkregen worden van de diensten die deze klimplantsoorten kunnen leveren. Het probleem is alleen dat de LAI_w van klimplanten in een stedelijke omgeving nog maar weinig beschreven is. Eén van de oorzaken is dat de directe bepaling van LAI een tijdrovende methode is. Het doel van dit onderzoek is om de LAI_w van verschillende klimplantsoorten te bepalen en te vergelijken. Dit om de mogelijke functies en diensten (bv. stofvang) die deze klimplanten kunnen leveren te berekenen. Daarnaast proberen we de LAI_w aan de hand van makkelijk opmeetbare kenmerken van klimplanten in het veld te schatten.

Het hoofddoel van deze masterthesis is om biofysische kenmerken van verschillende klimplantsoorten te bepalen (met de focus op LAI_w) waarvan we weten dat ze belangrijk zijn voor diensten die gevelgroen levert (of de waardering ervan). Daarnaast proberen we de LAI_w van de klimplanten te voorspellen aan de hand van gemakkelijk in het veld opmeetbare kenmerken die op een niet-tijdrovende en niet-destructieve manier bepaald kunnen worden (zie Fig. 1.13).



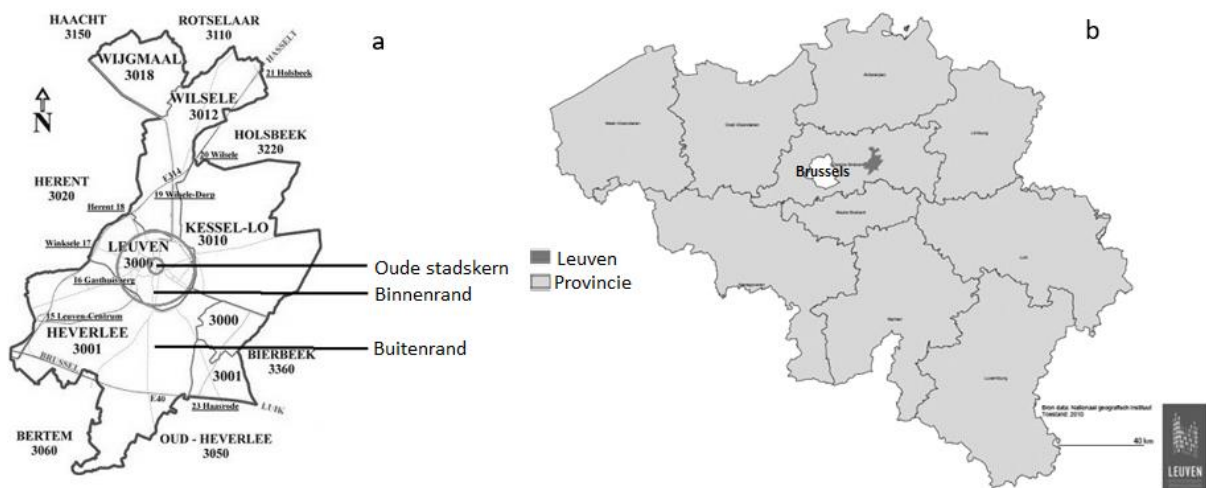
Figuur 1.13 Het hoofddoel van de thesis is om de bladoppervlakte-index op basis van de wand (LAI_w) van verschillende klimplantsoorten te bepalen en te vergelijken. Dit om de mogelijke functies en diensten (bv. stofvang) die deze klimplanten kunnen leveren te berekenen (1). Daarnaast proberen we de LAI_w aan de hand van makkelijk opmeetbare kenmerken van klimplanten in het veld te schatten (2). Het resultaat is dat men aan de hand van deze gemakkelijk opmeetbare kenmerken uitspraken kan doen over potentiële diensten die deze klimplanten in een stedelijke omgeving kunnen leveren (3).

Als laatste proberen we het effect van alle tegeltuinen in Leuven op de totale stofvang te berekenen door de resultaten van dit onderzoek toe te passen op het frequentieonderzoek in Franz (2015).

2. Materiaal en methoden

2.1 Studiegebied

Het studiegebied in dit onderzoek betreft Leuven onderverdeeld in drie verschillende zones: de oude stadskern (het gedeelte omringd door de oude stadsmuren), de binnenrand (het gedeelte tussen de oude stadsmuren en de ring) en de buitenrand (het gedeelte tussen de ring en de stadsgrenzen) (Fig. 2.1). In elke zone worden willekeurig straten geselecteerd en verschillende karakteristieken van tegeltuinen onderzocht (Franz & Hermly 2017). In ons onderzoek wordt een tegeltuin gedefinieerd als een groenelement bestaande uit een klimplant die al dan niet met behulp van klimhulp de voorgevel van een huis, grenzend aan de straat, begroeit. Hierbij worden enkel klimplanten onderzocht die gezond zijn, groter zijn dan 0,5 meter en waarvan de bladeren gemakkelijk bereikbaar zijn.



Figuur 2.1: (a) Studiegebied Leuven opgedeeld in drie zones: Oude stadskern, Binnenrand en Buitenrand, (b) Situering Leuven in België (naar Franz & Hermly 2017).

2.2. Gegevensverzameling

Voorafgaand aan ons onderzoek werden straten stratified random geselecteerd. Deze selectie werd ook gebruikt in het karakteristiekenonderzoek van onze bachelorproef met betrekking tot de verspreiding, performantie en perceptie van tegeltuinen in Leuven (Franz 2015). Deze selectie kwam tot stand door elke 4^{de} straat uit het straatnamenregister⁷ van elke deelgemeente (Leuven, Wijkmaal, Wilsele, Kessel-lo, Heverlee) te selecteren. Dit resulteerde in een selectie van ongeveer 250 straten (zie frequentie-onderzoek, Franz 2015). Vervolgens werd per zone een hoeveelheid straten geselecteerd (ongeveer) in verhouding tot de totale straatlengte per zone. Deze selectie omvatte 39 straten (zie karakteristiekenonderzoek, Franz

⁷ <https://cwisdb.kuleuven.be/kaarten-bin/basiskaart.pl?form=4> (geraadpleegd op 17/01/17)

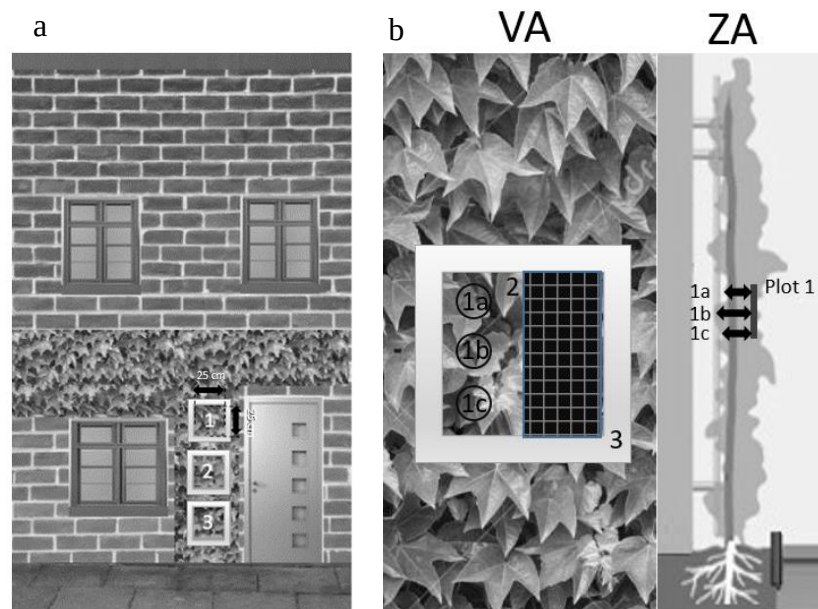
2015). In het hier voorliggend onderzoek werden finaal 33 straten onderzocht (1 straat in de oude stadskern, 16 straten in de binnenrand en 16 straten in de buitenrand) aangezien er in sommige straten geen tegeltuinen meer stonden, de gebruikte klimplanten niet aan onze vooropgestelde definitie voldeden of omdat we in sommige straten geen toestemming kregen om het groenelement te onderzoeken (zie bijlage 1).

De dataverzameling bestond enerzijds uit het bepalen van verschillende karakteristieken van tegeltuinen in het veld en anderzijds uit het bepalen van de bladoppervlakte en het drooggewicht van de verzamelde bladeren via labowerk.

De veldstudie van de verschillende tegeltuinkarakteristieken in Leuven vond plaats van 30/08/2016 tot 26/09/2016. Dit gebeurde met behulp van een inventarisatieformulier (zie bijlage 2). Allereerst werden verschillende karakteristieken van de tegeltuin in zijn geheel onderzocht. Zo werd onder meer het **gevelgroentype** bepaald. Indien de klimplant de gevel begroeide met behulp van een klimhulp werd dit type als afstandsbegroening beschouwd. Indien de klimplant zelfhechtend was en geen ondersteunend element nodig had om de gevel te begroenen werd dit type als directe gevelbegroening aanzien (Hermy & Vermote 2005a). Daarnaast werd tevens het **klimplanttype** (hechter, winder, ranker, enteraar) bepaald. Vervolgens werd de klimplant op **soort** gebracht en werden het **aantal soorten** per gevel bepaald. Indien het echter onmogelijk was om de klimplant op soort te brengen (door het groot aantal gelijkende soorten en de vele variëteiten), werd ze enkel tot op genus-niveau gedetermineerd (bv. *Rosa* sp.). Verder werd de **aard van de klimhulp** (rastersysteem, staaldraadsysteem) onderzocht. Vervolgens werd respectievelijk het **patroon** (vierkant, rechthoekig of ruitvormig) en de **oriëntatie** (horizontaal, verticaal, beiden) van het klimhulprooster of staaldraadsysteem bepaald. Daarnaast werd ook **de aard van het materiaal** van de klimhulp (hout, metaal of kunststof) bestudeerd en de **minimale (loodrechte) afstand tussen de muur en de klimhulp (AFKL)** opgemeten door middel van een plooiometer (Franz 2015). Als laatste werd ook **de oriëntatie van de gevel (°)** bepaald aan de hand van een kompas-applicatie op een smartphone (noorden = 0°). Zoals eerder aangegeven is het afstemmen van de plantensoort en overeenkomstige klimhulp op zijn omgeving en de correcte installatie ervan essentieel voor een goed uitziend en functionerend gevelgroensysteem (Hermans 1998, Hermy & Vermote 2005a, van Harten 2007).

Vervolgens werden verschillende eigenschappen van het vegetatie-element (klimplant) onderzocht. Zo werden op de gevel per tegeltuin drie plots (25 cm x 25 cm) uitgezet en systematisch verspreid (uitschieters in een plot werden vermeden) over het groenelement (Fig. 2.2). In elke plot werd drie keer **de dikte van het bladerdek (cm)** opgemeten met behulp van een plooiometer, het **aantal bladeren** geteld en **3 tot 5 bladeren verzameld** (maximum 15 bladeren per tegeltuin). Hierbij werd het blad telkens aan de voet van de bladsteel afgeknipt

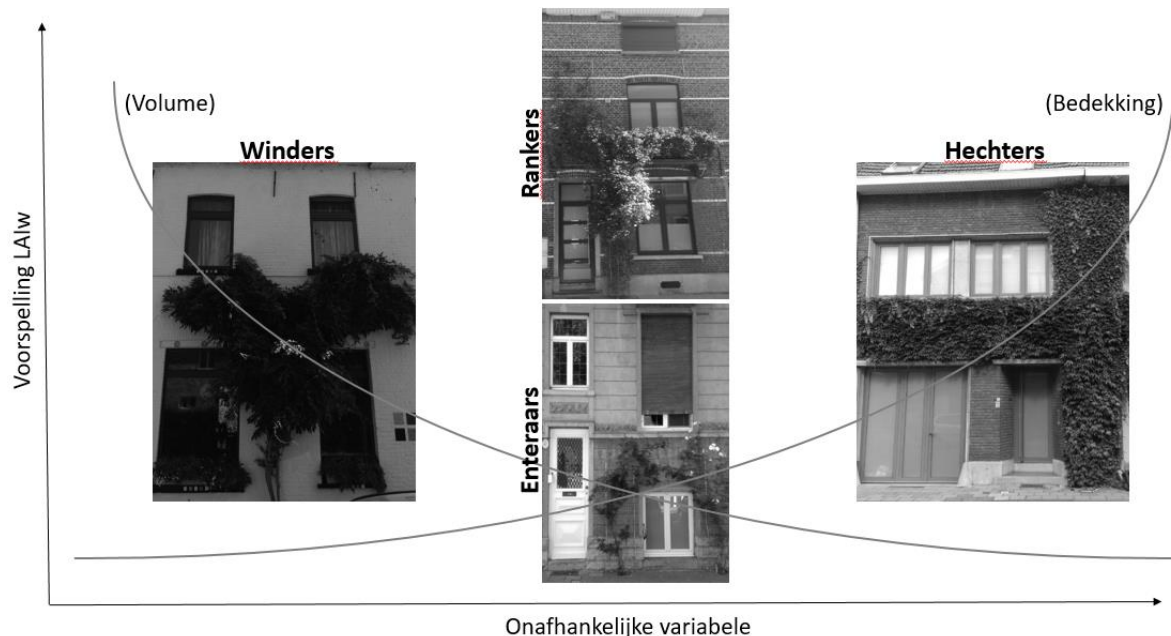
met behulp van een snoeischaar. Na het inzamelen werden alle bladeren gedurende een week gedroogd tussen krantenpapier. Daarnaast werd binnen elke plot **het bedekkingspercentage (%)** van de klimplant geschat door middel van een doorzichtig raster opgedeeld in 100 gelijkzijdige vakjes. Hierbij was de bedekking van 1 vakje door een klimplant gelijk aan een bedekkingspercentage van 1%. **De bedekking (m^2) per plot** werd dan bekomen door het bedekkingspercentage te vermenigvuldigen met de oppervlakte van een plot ($0,0625m^2$). Het **gevelgroenvolume (m^3) per plot** werd dan bepaald door de bedekking (m^2) per plot te vermenigvuldigen met de gemiddelde dikte (m) van het bladerdek per plot. Ook werd de **lengte van de bladarme stengel** van de klimplant bepaald (cm). Deze werd bepaald om de begroende oppervlakte te berekenen (hoogte bladrijke stengel = hoogte klimplant – lengte bladarme stengel).



Figuur 2.2: (a) Per tegeltuin drie plots systematisch uitgezet, (b) Per plot werd drie keer de dikte van het bladerdek gemeten (1a, 1b, 1c), het aantal bladeren geteld en 3-5 bladeren verzameld (2) en het bedekkingspercentage a.d.h.v. een rooster geschat (3) (VA = vooraanzicht, ZA = zijaanzicht) (naar Franz & Hermey 2017).

Zowel **de bedekking** per plot (m^2) als het **gevelgroenvolume** (m^3) per plot zullen gebruikt worden om de LAI_w van de verschillende klimplantgenera/types te voorspellen. Zo verwachten we dat de LAI_w van hechters het best zal voorspeld worden door de bedekking (m^2) van een plot aangezien de bladeren van deze groep klimplanten eerder in een vlak dicht tegen de wand gesitueerd zijn. Dit is te verklaren door hun klimmechanisme waarbij ze rechtstreeks en dus dicht op de wand groeien (Hermey & Vermote 2005a, Isnard & Silk 2009). Bij expansie zullen hechters dan ook eerder in oppervlak dan in volume toenemen. Winders slingeren met behulp van hun hoofd- en/of zijstengel rond de voorziene klimhulp (Hermey & Vermote 2005a) en zullen door hun klimmechanisme bij groei eerder in volume toenemen. Aangezien de bladeren meer in de ruimte te zitten, verwachten we dat de LAI_w van winders eerder door het volume van het plot voorspeld zal worden. Rankers en enteraars steunen met hun korte ranken en stekels

rond/op de klimhulp waardoor ze dicht tegen de klimhulp groeien (Hermey & Vermote 2005a, Isnard & Silk 2009) Hier verwachten we dan ook dat de LAI_w van rankers als enteraars in eenzelfde mate door de bedekking als het volume voorspeld kunnen worden (Fig.2.3, zie ook Fig. 1.4).



Figuur 2.3: Hypothese aangaande de voorspelling van de LAI_w aan de hand van de bedekking (m^2) en het volume (m^3) van het gevelgroen op plotniveau. Zo verwachten we dat de bedekking de LAI_w van hechters het beste voorspelt, een matige voorspelling van rankers en enteraars geeft en een slechte voorspelling voor winders geeft. Daarnaast verwachten we dat het volume een goede voorspeller is voor de LAI_w van winders, een matige voorspeller is voor enteraars en rankers en een slechte voorspeller is voor hechters (veldwerkfoto's van tegeltuinen in Leuven genomen tussen 30/08/2016 tot 26/09/2016).

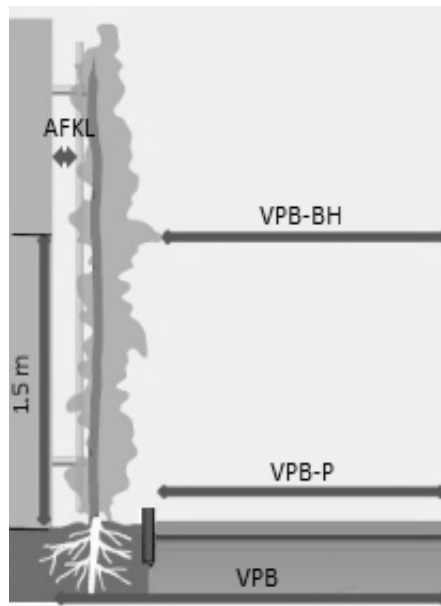
Daarnaast werd ook de omvang van de klimplant bepaald. Hierbij werd het groenelement verdeeld in verschillende zones (bv. A, B en C) en werd per zone de **hoogte (m)** en **breedte (m)** van de klimplant opgemeten met behulp van een laserafstandsmeter en/of plooiometer. De totale oppervlakte van het groenelement is dan gelijk aan de som van de oppervlaktes van de verschillende zones (Fig. 2.4a). Aangezien klimplanten niet overal even hoog en breed zijn werden deze variabelen verschillende keren opgemeten om uiteindelijk de gemiddelde te bepalen en werden eventuele uitschieters opgemeten. Per zone werd daarnaast op vijf random gekozen plaatsen de **dikte van het bladerdek (cm)** bepaald en werden eventuele uitschieters genoteerd. Vervolgens werd per zone **de hoek** van vijf verschillende bladeren met de orthogonale op de muur berekend. Dit gebeurde met behulp van de clinometer-app op een smartphone. Als laatste werd een **foto** van de klimplant op een aangegeven afstand gemaakt. Als dit niet mogelijk was doordat bijvoorbeeld een auto voor het groenelement geparkeerd was, werd een **schets** gemaakt.



Figuur 2.4: (a) Bepaling afmetingen van klimplant waarbij de klimplant was opgedeeld in verschillende zones (A, B en C) waarbij per zone de hoogte en breedte werd bepaald, (b) bepaling afmetingen van de voorgevel waarbij de gevelbreedte (GB), gevelhoogte (GH), de hoogte (RH) en breedte (RB) van het raam op straatniveau, de hoogte (DH) en de breedte (DB) van deur werden bepaald.

In de volgende stap werden enkele eigenschappen van de voorgevel opgemeten. Zo werd de **hoogte** en de **breedte** van de **gevel** bepaald door middel van een laserafstandsmeter. Ook werd de **hoogte** en de **breedte** van de **deur** en het al dan niet aanwezige **raam** op straatniveau bepaald (Fig. 2.4b). De **bedekking van het de gevel** (%) werd dan bepaald door de verhouding van de groenoppervlakte en de te begroenen geveloppervlakte. Deze laatste oppervlakte was het verschil van de totale geveloppervlakte en de oppervlakte van de voordeur en het raam op begane grond aan de straat. Verder werd de **bedekking** van dit **raam** en de **voordeur** bepaald (m²). In dit onderzoek werd onder meer de mate van bedekking van het raam en de voordeur door de klimplant als een proxy voor het onderhoud van de tegeltuin beschouwd. Ook werd de **aard van het gebouw** bepaald (gezinswoning, winkel, school, flatgebouw (hoger dan 1 verdieping en lager dan 5 verdiepingen), flatgebouw (hoger dan 5 verdiepingen)).

Als laatste werden enkele kenmerken van de omgeving opgemeten. Zo werd ook de **breedte van het voetpad** met en zonder tegeltuin (m) bepaald met behulp van een laserafstandsmeter. Ook werd de breedte van het voetpad met tegeltuin op borsthoogte (BH) bepaald (op 1,50 m hoogte) (m), dit omdat het groenelement op deze hoogte de doorgang op het voetpad kan hinderen. Deze variabelen werden gebruikt om de onderhoudsstatus van de tegeltuin te bepalen (Figuur 2.5) (Franz 2015). Zoals eerder aangehaald, heeft deze variabele mogelijk een invloed op de (on)diensten die gevelgroen levert en de waardering ervan (Lyytimäki et al. 2008).



Figuur 2.5: Bepaling karakteristieke van voetpad en klimhulp: Minimale afstand klimhulp tot muur, Breedte voetpad (VPB); voetpadbreedte met tegeltuin (VPB-P) en voetpadbreedte op borsthoogte (1,50 m) (Franz 2015).

Nadat alle bladeren gedroogd waren tussen krantenpapier, werd elk blad genummerd en van elk blad zowel **het drooggewicht (g)** als **de eenzijdige bladoppervlakte (cm²)** bepaald (ten dienste van de SLA en de LAI_w). Het bepalen van het drooggewicht in het labo vond plaats van 3/10/16 tot 3/11/16. Hierbij werd elk blad gewogen met behulp van een precisieweegschaal en werden de resultaten ingegeven in Microsoft Excel. Vervolgens werd in de periode van 09/01/17 tot 20/02/17 de oppervlakte van de gedroogde bladeren bepaald. Hierbij volgen we de gestandaardiseerde methode voor het berekenen van de SLA, waarin de 'volledige' bladoppervlakte (inclusief bladsteel) bepaald wordt aangezien we ook geïnteresseerd zijn in allometrische relaties (Cornelissen et al. 2003). Daarbij werd elk blad ingescand en werd de oppervlakte van de bekomen afbeelding aan de hand van een referentievlak (3x5cm = 15cm) door de analyse-software Fiji bepaald (Schindelin et al. 2012). De SLA zal gebruikt worden om de LAI te voorspellen. Aangezien beiden variabelen gerelateerd zijn aan de bladoppervlakte verwachten we dat er verband bestaat tussen deze twee variabelen. Verder werd ook het watergehalte van de verschillende soorten berekend (zie bijlage 3).

Het is belangrijk om aan te geven dat hier de eenzijdige oppervlakte van gedroogde bladeren werd bepaald. Het droogproces heeft ervoor gezorgd dat bladeren zijn gekrompen (met een bepaalde krimpfactor) met als gevolg dat de berekende bladoppervlakte (gedroogde bladeren) verschilt van de werkelijk bladoppervlakte (verse bladeren). Deze krimpfactor kan mogelijk verschillen van soort tot soort. Zo verwachten we dat bladeren van altijdgroene soorten minder gaan krimpen dan bladeren van bladverliezende soorten. Omdat altijdgroene soorten vaak dikke leerachtige (xerofiele) bladeren bezitten die steviger zijn en dus minder gaan krimpen bij

het dalen van het vochtgehalte. Daarnaast verwachten we dat bladeren van soorten met samengestelde bladeren meer zullen krimpen dan soorten met een enkelvoudig blad. Als gevolg van een grotere bladrandlengte zullen deze meer gaan krimpen. Om de werkelijke oppervlakte van de gedroogde bladeren te bepalen, werden op 6/04/17 opnieuw bladeren van verschillende klimplanten verzameld. Dit betrof enkel bladeren van klimplanten die op dat moment in blad stonden. Aangezien dit niet voor alle klimplantsoorten zo was, werd voor deze soorten de krimpfactor van een zeer gelijkaardige soort (modelsoort) berekend (Tabel 2.1). Het kiezen van een bepaalde modelsoort gebeurde aan hand van enkele criteria: fenologie van de klimplant (altijdgroen/bladverliezend), vorm van het blad (veervormig/handvormig) en of een blad enkelvoudig of samengesteld was. Zo werden van 8 klimplantsoorten telkens 10 bladeren verzameld. Hierbij dienden *Akebia quinata*, *Lonicera cf. japonica* en *Passiflora caerulea* als modelsoort. De bladeren waren afkomstig van verschillende planten van dezelfde soort (verspreid over Leuven) en afgeknipt op een verschillende klimplanthoogte. Na het inzamelen werd de eenzijdige bladoppervlakte van de verschillende verse bladeren onmiddellijk bepaald door deze in te scannen en de oppervlakte te berekenen via de analyse-software Fiji (Schindelin et al. 2012). Vervolgens werden de bladeren een week lang gedroogd tussen krantenpapier waarna de oppervlakte van de gedroogde bladeren op eenzelfde manier als voordien werd bepaald. De verhouding eenzijdige oppervlakte van verse bladeren op droge bladeren werd hierbij als krimpfactor beschouwd. De werkelijke oppervlakte van de bladeren uit de originele staalname werd dan bepaald door de oppervlakte van de gedroogde bladeren te vermenigvuldigen met de overeenkomstige krimpfactor.

Tabel 2.1: Soorten waarvan de krimpfactor voor een gelijkaardige soort (modelsoort) werd berekend. Deze modelorganismen werden geselecteerd op basis van gelijkaardige (uiterlijke) kenmerken.

Soort	Modelsoort	Kenmerk
<i>Campsis radicans</i> 'Flamenco'	<i>Akebia quinata</i>	Samengesteld blad
<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	<i>Akebia quinata</i>	Samengesteld blad
<i>Rosa</i> spp.	<i>Akebia quinata</i>	Samengesteld blad
<i>Wisteria sinensis</i>	<i>Akebia quinata</i>	Samengesteld blad
<i>Clematis tangutica</i>	<i>Akebia quinata</i>	Samengesteld blad
<i>Clematis</i> spp.	<i>Akebia quinata</i>	Samengesteld blad
<i>Clematis vitalba</i>	<i>Akebia quinata</i>	Samengesteld blad
<i>Lonicera</i> cf. <i>x heckrottii</i>	<i>Lonicera</i> cf. <i>japonica</i>	Bladverliezend genus
<i>Vitis vinifera</i>	<i>Passiflora caerulea</i>	Handvormig enkelvoudig
<i>Parthenocissus tricuspidata</i>	<i>Passiflora caerulea</i>	Handvormig enkelvoudig bladverliezend
<i>Actinidia arguta</i>	<i>Hydrangea anomala</i> ssp. <i>petiolaris</i>	Veervormig enkelvoudig bladverliezend

Aan de hand van de berekende LAI_w kan het stofvangend vermogen van de verschillende soorten aan de hand van de vergelijking voor stofvang voor vegetatie in een stedelijke omgeving (zie Eq. 4) bepaald worden. Hierbij wordt de stofvang berekend voor twee depositiesnelheden in twee stadsdelen: de eerste depositiesnelheid (Vd_{Pugh}) is gelijk aan 0,64 cm/s (depositiesnelheid voor plantenmuren met een 100 percent bedekking in modeleringstudies, Pugh et al. 2012). De tweede depositiesnelheid (Vd_{Aff}) wordt afgeleid uit Eq. 4 en gegevens die voor *Hedera helix* beschikbaar zijn in de literatuur:

$$Vd = SV/(LAI \cdot C \cdot t)$$

Met SV = hoeveelheid stofvang van *Hedera helix* per m^2 per jaar (6 g/ m^2 per jaar, Tonneijck & Bade 2011, Aertsens et al 2012), LAI = wandbladoppervlakte-index van *Hedera Helix* (5,4 m^2/m^2 , Cameron et al. 2014), C = concentratie fijnstof in de lucht ($C_1 = 0,0000273$ g/ m^3 in Leuven centrum en $C_2 = 0,0000187$ g/ m^3 in de buitenrand, Vlaamse Milieumaatschappij 2015), t = tijd (1 jaar). Hierbij is depositiesnelheid in het centrum gelijk aan 0,0013 m/s en in de buitenrand 0,0018 m/s.

Daarbij wordt de hoeveelheid stofvang (SV) (g/ m^2) per jaar (t) op twee verschillende plaatsen in Leuven met een verschillende concentratie aan fijnstof in de lucht berekend (bepaald van 30/06/13-1/07/14) met in Leuven centrum (Bondgenotenlaan) (LC) een gemiddelde concentratie van 0,0000273 g/ m^3 en in de buitenrand (BL) (zie Fig.2.1) (Kessel-lo) een gemiddelde concentratie van 0,0000187 g/ m^3 (Vlaamse Milieumaatschappij 2015).

Vervolgens werd het koelend vermogen van de verschillende klimplantsoorten in de zomer aan de hand van de LAI_w bepaald (Eq. 2+3). Hierbij werden enkel klimplantsoorten met een $LAI_w < 5$ in rekening gebracht aangezien de vergelijking enkel voor deze klimplanten geldt.

2.3 Data-analyse

In het onderzoek naar de algemene kenmerken van tegeltuinen werd telkens een X^2 -test uitgevoerd om na te gaan of er een significante relatie was tussen de variabele klimplanttype en de klimhulp en tussen de variabele klimplanttype en de oriëntatie van de draden. Vervolgens werd bij het onderzoek naar de bladoppervlakte van klimplanten de krimpfactor tussen bladverliezende (zomergroen en wintergroen) en altijdgroene soorten en tussen soorten met een enkelvoudig blad en soorten met een samengesteld blad statistisch vergeleken. De normaliteitstest (Shapiro-Wilk test) toonde aan dat deze variabelen niet-normaal verdeeld waren. Aan de hand van een niet-parametrische test (Mann-Whitney U) werd nagegaan of er significant verschil was in krimpfactor tussen deze groepen. Verder werd de bladoppervlakte-index op basis van droog materiaal (LAI_{dp}) en de bladoppervlakte-index (LAI_p) tussen bladverliezende en altijdgroene soorten statistisch vergeleken. De normaliteitstest (Shapiro-Wilk test) toonde aan dat deze variabelen niet-normaal verdeeld waren. Deze test werd gevolgd door een niet-parametrische test (Mann-Whitney U). Daarnaast werd bepaald of er een statistisch verschil was tussen de LAI_{dp} en LAI_p tussen de verschillende soorten en genera. De normaliteitstest (Shapiro-Wilk test) gaf aan dat deze variabelen op soortenniveau normaal verdeeld waren. Vervolgens werd een parametrische test (ANOVA) uitgevoerd, mogelijk gevolgd door een posthoc-test, om te bepalen of er een significant verschil was voor de LAI_{dp} en LAI_p tussen de verschillende soorten. Verder gaf de normaliteitstest (Shapiro-Wilk test) aan dat de LAI_{dp} en LAI_p op genusniveau niet-normaal verdeeld waren. Hier werd een niet-parametrische test (Kruskal-Wallis test) gedaan, eventueel opgevolgd door een posthoc-test, om te bepalen of deze variabelen significant verschilden tussen de genera. Als laatste probeerden we via verschillende lineaire regressies de LAI_w te voorspellen aan de hand van SLA (specifieke bladoppervlakte), de bedekking en het volume voor de verschillende genera. Alle vermelde testen werden uitgevoerd met SPSS Statistics 24.

3. Resultaten

Allereerst worden de resultaten van de algemene kenmerken van de tegeltuin als begroeningssysteem besproken. Vervolgens komen de karakteristieken van de verschillende klimplanten aan bod met de focus op de bladoppervlakte-index. Verder worden de resultaten van het onderzoek naar allometrische relaties tussen de bladoppervlakte-index en gemakkelijk opmeetbare variabelen weergegeven. Als laatste worden de diensten die klimplanten in Leuven kunnen uitvoeren besproken.

3.1 Kenmerken

3.1.1 Algemene kenmerken van tegeltuinen

In de 33 onderzochte straten werden 72 tegeltuinen gevonden die voldeden aan onze vooropgestelde definitie. Slechts 14% van de gebruikte gevelbegroening was directe begroening. 86% van de begroening was echter afstandsbegroening (Tabel 3.1). Vervolgens was 32% van de klimplanten een winder, 26% een ranker, 24% een hechter en 18% een steunklimmer. Hierbij was 54% van de klimplanten voorzien van een klimhulp. 56% van de toegepaste klimhulpsystemen bestonden uit het staaldraadsysteem. Hierbij bestond 77% van de staaldraadsystemen uit verticaal en horizontaal georiënteerde draden. 23% had enkel verticaal georiënteerde draden. 44% van de toegepaste klimhulp was een raster. Hiervan had 41% een vierkant patroon, 35% een ruitvormig patroon en 24% een rechthoekig patroon. Het meeste gebruikte klimhulpmateriaal was metaal (82%). Daarentegen bestond 18% uit hout.

Tabel 3.1: Frequentie van onderzochte kenmerken van 72 tegeltuinen in Leuven.

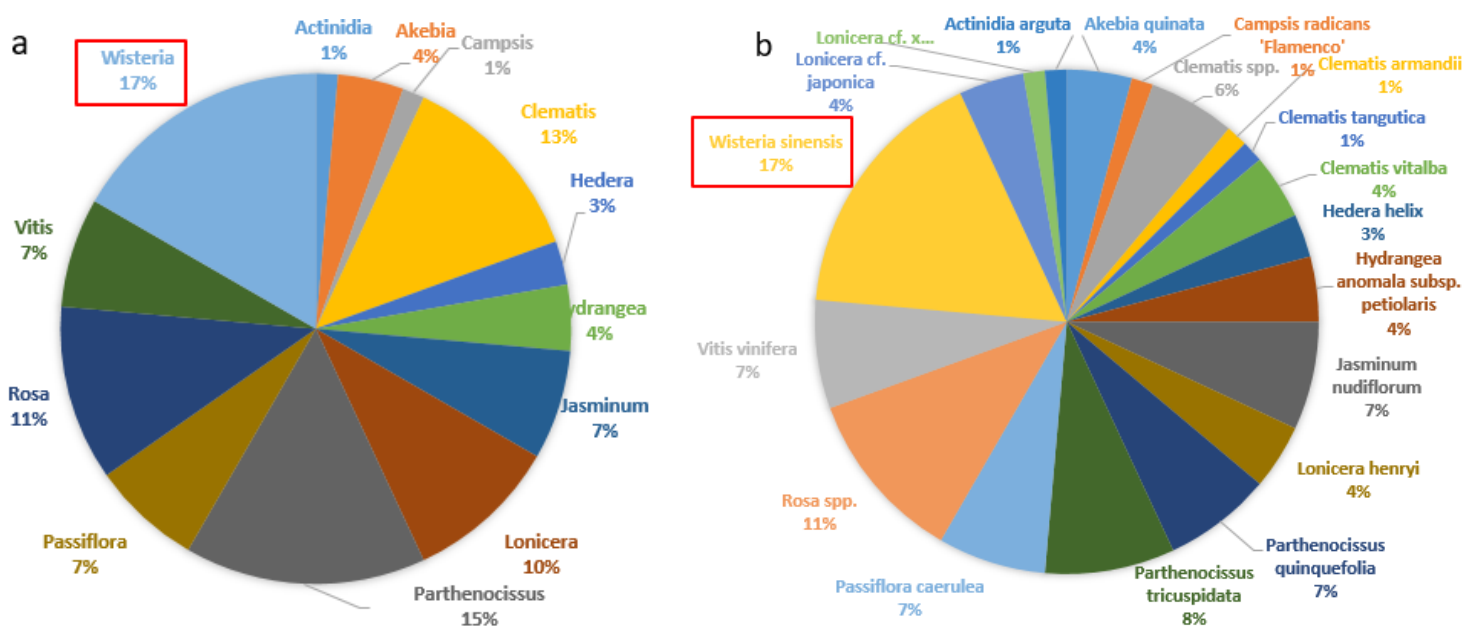
Gevelgroentype	n=72	Aard klimhulp	n=39
Direct	10	Rastersysteem,	17
Afstands	62	Staaldraadsysteem	22
Klimplanttype	n=72	Patroon	n=17
Hechter	17	Vierkant	7
Winder	23	Ruit	6
Ranker	19	Rechthoek	4
Enteraar	13	Oriëntatie draden	n=22
Klimhulp	n=72	Horizontaal	0
Ja	39	Verticaal	5
Nee	33	Beiden	17
		Materiaal	n=39
		Hout	7
		Metaal	32
		Kunststof	0

De minimale gemiddelde orthogonale afstand (AFKL, zie Fig. 2.5) tussen de gebruikte klimhulp en de muur voor de 39 tegeltuinen die gebruik maakten van een klimhulp bedroeg 6,89 cm ($\pm 1,085$) (Tabel 3.2).

Tabel 3.2: Gemiddelde minimale (loodrechte) afstand tussen de muur en de klimhulp (AFKL) van de onderzochte tegeltuinen met klimhulp in cm.

	AFKL (cm)	SE
n=39	6,89	1,085

In het totaal werden 13 klimplantgenera in de 72 onderzochte tegeltuinen teruggevonden. Het meest voorkomende genus was *Wisteria* (17%). 15% van de genera bestond uit *Parthenocissus*, 11% uit *Rosa* en 10% uit *Lonicera*. De minst toegepaste genera waren *Hedera* (3%), *Campsis* (1%) en *Actinidia* (1%) (Fig. 3.1a). Meer specifiek werden in de onderzochte tegeltuinen 19 klimplantsoorten vastgesteld. Hierbij vormde *Wisteria sinensis* de meest voorkomende soort (17%). Daarop volgde *Rosa spp.* (11%) en *Parthenocissus tricuspidata* (8%). *Hedera helix* had een zeer lage frequentie van voorkomen (3%) gevolgd door *Actinidia arguta*, *Clematis armandii*, *C. tangutica*, *Campsis radicans* 'Flamenco' en *Lonicera cf. x heckrottii* (1%) (Fig. 3.1b). Hierbij werden er gemiddeld 1,16 ($\pm 0,42$) klimplanten en gemiddeld 1,12 ($\pm 0,38$) soorten per gevel aangetroffen (zie bijlage 4).



Figuur 3.1: Toegepaste klimplantgenera (n=13) (a) en klimplantsoorten (n=19) (b) in de bestudeerde (n=72) tegeltuinen in Leuven (%).

Tabel 3.3 geeft de gemiddelde bedekking van de voorgevel door de verschillende klimplantsoorten weer (%). Hierbij zorgde *Parthenocissus tricuspidata* voor een gemiddelde bedekking van 59,8% ($\pm 8,91$). *Rosa spp.* bedekte de gevels gemiddeld met een percentage van 27,2% ($\pm 16,36$) en *Wisteria sinensis* met een percentage van 24,6% ($\pm 3,89$). *Clematis armandii* zorgde voor de laagste bedekking (1,9%).

Tabel 3.3: Gemiddelde bedekking van te begroenen geveloppervlakte (%) per klimplantsoort opgemeten in de periode van (30/08/2016 tot 26/09/2016).

Genus	Soort	n	Gemiddelde bedekking gevel (%) ^I	SE
<i>Hydrangea</i>	<i>anomala ssp. petiolaris</i>	3	3,7	0,45
<i>Actinidia</i>	<i>arguta</i>	1	7,2	n.v.t.
<i>Clematis</i>	<i>armandii</i>	1	1,9	n.v.t.
<i>Passiflora</i>	<i>caerulea</i>	5	16,8	6,08
<i>Lonicera</i>	<i>cf. japonica</i>	3	5,4	1,40
<i>Lonicera</i>	<i>cf. x heckrottii</i>	1	17,9	n.v.t.
<i>Hedera</i>	<i>helix</i>	2	9,8	3,14
<i>Lonicera</i>	<i>henryi</i>	3	11,9	1,03
<i>Jasminum</i>	<i>nudiflorum</i>	5	8,5	2,70
<i>Akebia</i>	<i>quinata</i>	3	16,2	9,24
<i>Parthenocissus</i>	<i>quinquefolia</i>	5	21,9	10,88
<i>Campsis</i>	<i>radicans</i> 'Flamenco'	1	4,2	n.v.t.
<i>Wisteria</i>	<i>sinensis</i>	12	24,6	3,89
<i>Rosa</i>	<i>spp.</i>	8	27,2	16,36
<i>Clematis</i>	<i>spp.</i>	4	4,7	1,30
<i>Clematis</i>	<i>tangutica</i>	1	7,7	n.v.t.
<i>Parthenocissus</i>	<i>tricuspidata</i>	6	59,8	8,91
<i>Vitis</i>	<i>vinifera</i>	5	11,7	2,58
<i>Clematis</i>	<i>vitalba</i>	3	12,4	4,12

n.v.t.= niet van toepassing

De gemiddelde bladhoek (°) met orthogonale op de gevel was voor *Clematis armandii* de hoogste (63,5°). *Hedera helix* had een gemiddelde bladhoek van 56,9° (±3,13) (Tabel 3.4).

Tabel 3.4: Gemiddelde bladhoek (°) van de toegepaste klimplantsoorten in de onderzochte tegeltuinen in Leuven.

Genus	Soort	n	Gemiddelde bladhoek (°)	SE
<i>Hydrangea</i>	<i>anomala ssp. petiolaris</i>	3	55,2	5,79
<i>Actinidia</i>	<i>arguta</i>	1	35,0	n.v.t.
<i>Clematis</i>	<i>armandii</i>	1	63,5	n.v.t.
<i>Passiflora</i>	<i>caerulea</i>	5	50,1	2,71
<i>Lonicera</i>	<i>cf. japonica</i>	3	45,8	5,25
<i>Lonicera</i>	<i>cf. x heckrottii</i>	1	50,5	n.v.t.
<i>Hedera</i>	<i>helix</i>	2	56,9	3,13
<i>Lonicera</i>	<i>henryi</i>	3	53,3	0,67
<i>Jasminum</i>	<i>nudiflorum</i>	5	44,2	11,65
<i>Akebia</i>	<i>quinata</i>	3	33,2	2,82
<i>Parthenocissus</i>	<i>quinquefolia</i>	5	47,7	4,49
<i>Campsis</i>	<i>radicans</i> 'Flamenco'	1	51,3	n.v.t.
<i>Wisteria</i>	<i>sinensis</i>	12	47,3	2,44
<i>Rosa</i>	<i>spp.</i>	8	34,5	3,71
<i>Clematis</i>	<i>spp.</i>	4	42,6	7,10

<i>Clematis</i>	<i>Tangutica</i>	1	33,5	n.v.t.
<i>Parthenocissus</i>	<i>tricuspidata</i>	6	54,3	7,31
<i>Vitis</i>	<i>Vinifera</i>	5	53,5	6,36
<i>Clematis</i>	<i>Vitalba</i>	3	48,6	7,51

n.v.t. = niet van toepassing

Daarnaast werd de bedekking van de voordeur en het raam aan de straatzijde berekend. Hierbij was de voordeur gemiddeld 3,9% ($\pm 1,19$) bedekt met een klimplant. Daarnaast zorgden klimplanten ervoor dat het raam gemiddeld voor 10% ($\pm 2,20$) bedekt was (Tabel 3.5).

Tabel 3.5: Gemiddelde bedekking van de voordeur en raam aan straatzijde van de verschillende huizen met een tegeltuin (n=72).

n	Gemiddelde bedekking voordeur (%)	SE
72	3,9	1,19

n	Gemiddelde bedekking raam (%)	SE
67	7,5	2,20

De gemiddelde voetpadbreedte met tegeltuin (VPB-P) voor alle onderzochte tegeltuinen in Leuven was gelijk aan 1,0 meter ($\pm 0,09$) (zie Fig. 2.5). De gemiddelde voetpadbreedte met tegeltuin op borsthoogte (VPB-BH) was gelijk aan 0,9 meter ($\pm 0,09$) (Tabel 3.6).

Tabel 3.6: Gemiddelde voetpadbreedte met tegeltuin (VPB-P) en gemiddelde voetpadbreedte met tegeltuin op borsthoogte (VPB-BH) van de onderzochte tegeltuinen (n=68) in Leuven.

n	VPB-P	SE
68	1,0	0,09

n	VPB-BH	SE
68	0,9	0,09

Er was een significant verband was tussen het klimplanttype en de klimhulp (χ^2 -test: $\chi^2 = 17,284$; $p < 0,001$) (zie ook Tabel 3.7).

Tabel 3.7: Kruistabel van klimplanttype*klimhulp; zowel de waargenomen frequentie als de verwachte frequentie (tussen haakjes) wordt steeds gegeven.

Klimplanttype * Klimhulp Kruistabel				
Aantal		Klimhulp*		Totaal
		Afwezig	Aanwezig	
Klimplanttype	Hechter	2 (9,4)	15 (7,6)	17
	Andere	38 (30,6)	17 (24,4)	55
Totaal		40	32	72

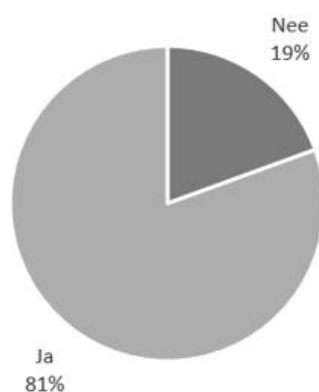
Daarentegen was er geen significante correlatie tussen het klimplanttype en de oriëntatie van de draden (χ^2 -test: $\chi^2 = 5,152$; $p = 0,076$) (zie ook Tabel 3.8).

Tabel 3.8: Kruistabel van klimplanttype*oriëntatie draden, zowel de waargenomen frequentie als de verwachte frequentie (tussen haakjes) wordt steeds gegeven.

Klimplanttype * Oriëntatie draden Kruistabel					
Aantal					
		Oriëntatie draden			Totaal
		Beiden	Horizontaal	Verticaal	
Klimplanttype					
	Enteraar	5 (3,8)	0	6 (1,2)	5
	Ranker	7 (6,1)	0	1 (1,9)	8
	Winder	4 (6,1)	0	1 (1,9)	8
Totaal		16	0	5	21

81% van de klimplanten was gekozen in overeenkomst met de standplaatscondities (oriëntatie van de gevel). Voor 19% was dit niet het geval (Fig.3.2).

Klimplant afgestemd op standplaats



Figuur 3.2: Afstemming klimplant op oriëntatie van gevel in onderzochte tegeltuinen (n= 72) in Leuven (%).

3.1.2 Bladoppervlakte toegepaste klimplantensoorten

Krimpfactor

De bladeren van alle soorten hadden een gemiddelde krimpfactor (R_{gemid}) van 1,18 ($\pm 0,014$). Hierbij was R_{gemid} voor de bladverliezende (zomergroen en wintergroen) soorten gelijk aan 1,22 ($\pm 0,015$) en voor de altijdgroene soorten gelijk aan 1,13 ($\pm 0,024$). Verder werden de bladeren van soorten met een enkelvoudig blad door drogen gereduceerd met een gemiddelde factor van 1,16 ($\pm 0,015$). Deze was hoger voor soorten met een samengesteld blad (1,26) ($\pm 0,024$). *Lonicera henryi* had de grootste gemiddelde krimpfactor (1,29) ($\pm 0,037$) terwijl *Hedera helix* de laagste gemiddelde krimpfactor bezat (1,03) ($\pm 0,0087$) (Tabel 3.9).

Tabel 3.9: De gemiddelde krimpfactor (R_{gemid}) en de spreiding (minimale (R_{min}) en maximale (R_{max}) krimpfactor) van bladeren van alle soorten verder opgedeeld per groep (bladverliezend (B), altijdgroen (A), enkelvoudig (E) en samengesteld (S) en per modelsoort.

Soort	Groep	n	R_{gemid}	SE	R_{min}	R_{max}
Alle modelsoorten	n.v.t.	80	1,18	0,014	1,01	1,65
Bladverliezend	n.v.t.	50	1,22	0,015	1,06	1,65
Altijdgroen	n.v.t.	30	1,13	0,024	1,01	1,46
Enkelvoudig	n.v.t.	60	1,16	0,015	1,01	1,46
Samengesteld	n.v.t.	20	1,26	0,024	1,16	1,65
<i>Akebia quinata</i>	(B/S)	10	1,28	0,046	1,16	1,65
<i>Clematis armandii</i>	(A/E)	10	1,07	0,0087	1,03	1,12
<i>Hedera helix</i>	(A/E)	10	1,03	0,0087	1,01	1,08
<i>Jasminum nudiflorum</i>	(B/S)	10	1,24	0,017	1,20	1,38
<i>Hydrangea anomala subsp. Petiolaris</i>	(B/E)	10	1,20	0,039	1,10	1,46
<i>Lonicera henryi</i>	(A/E)	10	1,29	0,037	1,11	1,46
<i>Lonicera cf. japonica</i>	(B/E)	10	1,12	0,019	1,06	1,18
<i>Passiflora caerulea</i>	(B/E)	10	1,24	0,020	1,16	1,38

n.v.t. = niet van toepassing

De Mann-Withney U test gaf aan dat er een significant verschil was in krimpfactor tussen bladverliezende (zomergroen en wintergroen) en altijdgroene soorten. Daarnaast wees deze test ook uit dat er ook een significant verschil was in krimpfactor tussen soorten met een enkelvoudig blad en soorten met een samengesteld blad (Tabel 3.10).

Tabel 3.10: Vergelijking van de mediane krimpfactor van bladeren tussen de bladverliezende (zomer- en wintergroen) en altijdgroene soorten en tussen soorten met een enkelvoudige bladeren en samengestelde bladeren.

	Bladverliezend (n=20)	Altijdgroen (n=60)	Test- waarde	Significantie
Krimpfactor R	1,21	1,071	-3,85*	<0,001
	Enkelvoudig (n=60)	Samengesteld (n=20)		
Krimpfactor R	1,13	1,23	-3,711*	<0,001

*Mann-Withney U test

De bladoppervlakte-index (LAI_w) en de specifieke bladoppervlakte (SLA)

De gemiddelde bladoppervlakte-index van alle soorten berekend op plotniveau en gebaseerd op gedroogde bladeren (LAI_{DP}) was gelijk aan 3,15 ($\pm 0,23$). De LAI_{DP} van altijdgroene soorten bedroeg 4,15 ($\pm 1,38$) terwijl deze variabele voor bladverliezende (zomergroen en wintergroen) soorten gelijk was aan 3,06 ($\pm 0,22$) (Tabel 3.11). Er was geen significant verschil in gemiddelde LAI_{DP} tussen deze groepen (Mann-Whitney U test: T-waarde = 174,0; $p = 0,625$).

Tabel 3.11: De gemiddelde bladoppervlakte-index per plot op basis van droog bladmateriaal (LAI_{DP}) voor alle klimplanten verder opgedeeld in bladverliezende en altijdgroene soorten.

	n	Gemiddelde LAI _{DP}	SE
Alle soorten	72	3,15	0,23
Bladverliezend	66	3,06	0,22
Altijdgroen	6	4,15	1,38

Vervolgens werd de gemiddelde bladoppervlakte-index op plotniveau en gebaseerd op gedroogde bladeren (LAI_{DP}) per soort berekend (Tabel 3.12). Hierbij had *Hedera helix* de hoogste LAI_{DP} (7,43) ($\pm 2,73$). *Akebia quinata* had een gemiddelde LAI_{DP} 4,61 ($\pm 1,21$) en *Wisteria sinensis* had een gemiddelde LAI_{DP} van 4,28 ($\pm 0,55$). *Lonicera cf. x heckrottii* had de laagste LAI_{DP} (0,57) (Tabel 3.12). Er was een significant verschil in gemiddelde LAI_{DP} tussen de verschillende klimplantsoorten (ANOVA: T-waarde=2,102; $p = 0,029$). Een posthoc-test wees uit dat de gemiddelde LAI_{DP} van *Hedera helix* significant groter was dan de gemiddelde LAI_{DP} van *Passiflora caerulea* ($p = 0,043$). Daarnaast wees deze test uit dat de gemiddelde LAI_{DP} van *Hedera helix* significant verschilde van de gemiddelde LAI_{DP} van *Clematis spp.* ($p = 0,046$) en *Parthenocissus tricuspidata* ($p = 0,020$).

Tabel 3.12 De gemiddelde bladoppervlakte-index per plot op basis van droog bladmateriaal (LAI_{DP}) voor alle klimplantensoorten onderverdeeld in altijdgroene soorten (A) en bladverliezende soorten (B).

Genus	Soort	Groep	n	Gemiddelde LAI _{DP}	SE
<i>Actinidia</i>	<i>arguta</i>	B	1	3,67	n.v.t.
<i>Akebia</i>	<i>quinata</i>	B	3	4,61	1,21
<i>Campsis</i>	<i>radicans</i> 'Flamenco'	B	1	5,32	n.v.t.
<i>Clematis</i>	<i>armandii</i>	A	1	1,15	n.v.t.
<i>Clematis</i>	<i>spp.</i>	B	5	2,11	0,39
<i>Clematis</i>	<i>vitalba</i>	B	2	3,61	0,69
<i>Clematis</i>	<i>tangutica</i>	B	1	0,86	n.v.t.
<i>Hedera</i>	<i>helix</i>	A	2	7,43	2,73
<i>Hydrangea</i>	<i>anomala ssp. petiolaris</i>	B	3	2,28	0,57
<i>Jasminum</i>	<i>nudiflorum</i>	B	5	3,21	0,92
<i>Lonicera</i>	<i>cf. japonica</i>	B	3	2,57	1,86
<i>Lonicera</i>	<i>cf. x heckrottii</i>	B	1	0,57	n.v.t.
<i>Lonicera</i>	<i>henryi</i>	A	3	2,97	1,14

<i>Parthenocissus</i>	<i>quinquefolia</i>	B	5	3,74	1,09
<i>Parthenocissus</i>	<i>tricuspidata</i>	B	6	1,81	0,15
<i>Passiflora</i>	<i>caerulea</i>	B	5	2,08	0,40
<i>Rosa</i>	<i>spp.</i>	B	8	2,64	0,54
<i>Vitis</i>	<i>vinifera</i>	B	5	3,41	0,74
<i>Wisteria</i>	<i>sinensis</i>	B	12	4,28	0,55

n.v.t. = niet van toepassing

Daarnaast werd de gemiddelde LAI_{Dp} van de verschillende klimplantgenera berekend. Hier had *Hedera* de grootste gemiddelde LAI_{Dp} (7,43) ($\pm 2,73$) (Tabel 3.13). *Passiflora* had de laagste gemiddelde LAI_{Dp} (2,08) ($\pm 0,40$). Er bleek geen significant verschil in LAI_{Dp} tussen de klimplantgenera (Kruskal-Wallis: χ^2 -waarde = 16,148; $p = 0,095$).

Tabel 3.13: De gemiddelde bladoppervlakte-index per plot op basis van droog bladmateriaal (LAI_{Dp}) voor alle klimplantgenera.

Genus	n	Gemiddelde LAI_{Dp}	SE
<i>Akebia</i>	3	4,61	1,21
<i>Clematis</i>	9	2,20	0,39
<i>Hedera</i>	2	7,43	2,73
<i>Hydrangea</i>	3	2,28	0,57
<i>Jasminum</i>	5	3,21	0,92
<i>Lonicera</i>	7	2,46	0,89
<i>Parthenocissus</i>	11	2,69	0,56
<i>Passiflora</i>	5	2,08	0,40
<i>Rosa</i>	8	2,64	0,54
<i>Vitis</i>	5	3,41	0,74
<i>Wisteria</i>	12	4,28	0,55
<i>Campsis</i>	1	5,32	n.v.t.
<i>Actinidia</i>	1	3,67	n.v.t.

n.v.t. = niet van toepassing

Met behulp van de krimpfactor kon de werkelijke bladoppervlakte-index (LAI_p), berekend op plotniveau, bepaald worden. De gemiddelde LAI_p voor alle klimplantsoorten was gelijk aan 3,87 ($\pm 0,27$). Voor altijdgroene soorten was deze variabele gelijk aan 4,68 ($\pm 1,43$) in tegenstelling tot bladverliezende soorten waar de LAI_p gelijk was aan 3,80 ($\pm 0,27$) (Tabel 3.14). Er was geen significant verschil in gemiddelde LAI_p tussen altijdgroene en bladverliezende soorten (Mann-Whitney U: T-waarde = 0,099; $p = 0,753$).

Tabel 3.14: De gemiddelde bladoppervlakte-index op plotniveau (LAI_p) voor alle klimplanten verder opgedeeld in bladverliezende en altijdgroene soorten.

	n	Gemiddelde LAI_p	SE
Alle soorten	72	3,87	0,27
Bladverliezend	66	3,80	0,27
Altijdgroen	6	4,68	1,43

Tabel 3.15 geeft de gemiddelde bladoppervlakte-index per plot (LAI_p) voor alle klimplantsoorten weer. *Hedera helix* had een LAI_p van 7,68 ($\pm 2,82$). De laagste LAI_p -waarde was voor *Lonicera cf. x heckrottii* (0,63). Er geen significant verschil was in gemiddelde LAI_p tussen de verschillende klimplantsoorten (met $n > 1$) (ANOVA: T-waarde = 1,78; $p = 0,071$).

Tabel 3.15: De gemiddelde bladoppervlakte-index op plotniveau (LAI_p) voor alle klimplantsoorten ($n=19$).

Genus	Soort	N	Gemiddelde LAI_p	SE
<i>Actinidia</i>	<i>arguta</i>	1	4,42	n.v.t.
<i>Akebia</i>	<i>quinata</i>	3	5,92	1,56
<i>Campsis</i>	<i>radicans</i> 'Flamenco'	1	6,83	n.v.t.
<i>Clematis</i>	<i>armandii</i>	1	1,23	n.v.t.
<i>Clematis</i>	<i>spp.</i>	5	2,71	0,50
<i>Clematis</i>	<i>vitalba</i>	2	1,10	n.v.t.
<i>Clematis</i>	<i>tangutica</i>	1	4,63	0,89
<i>Hedera</i>	<i>helix</i>	2	7,68	2,82
<i>Hydrangea</i>	<i>anomala</i> <i>ssp.</i> <i>petiolaris</i>	3	2,74	0,68
<i>Jasminum</i>	<i>nudiflorum</i>	5	3,99	1,15
<i>Lonicera</i>	<i>cf. japonica</i>	3	2,88	2,08
<i>Lonicera</i>	<i>cf. x heckrottii</i>	1	0,63	n.v.t.
<i>Lonicera</i>	<i>henryi</i>	3	3,82	1,47
<i>Parthenocissus</i>	<i>quinquefolia</i>	5	4,79	1,39
<i>Parthenocissus</i>	<i>tricuspidata</i>	6	2,24	0,19
<i>Passiflora</i>	<i>caerulea</i>	5	2,58	0,49
<i>Rosa</i>	<i>spp.</i>	8	3,39	0,69
<i>Vitis</i>	<i>vinifera</i>	5	4,21	0,91
<i>Wisteria</i>	<i>sinensis</i>	12	5,15	0,62

n.v.t. = niet van toepassing

Ook hier werd de LAI_p van de verschillende genera berekend (Tabel 3.16). *Hedera* had de hoogste gemiddelde LAI_p -waarde (7,68) ($\pm 2,82$). *Passiflora* had de laagste gemiddelde LAI_p -waarde. Er was geen significant verschil in gemiddelde LAI_p tussen de verschillende genera (Kruskal-wallis: χ^2 -waarde = 13,914; $p = 0,177$).

Tabel 3.16: De gemiddelde bladoppervlakte-index per plot (LAI_p) voor alle klimplantgenera ($n=13$).

Genus	n	Gemiddelde LAI_p	SE
<i>Actinidia</i>	1	4,42	n.v.t.
<i>Akebia</i>	3	5,92	1,56
<i>Campsis</i>	1	6,83	n.v.t.
<i>Clematis</i>	8	3,01	0,52
<i>Hedera</i>	2	7,68	2,82
<i>Hydrangea</i>	3	2,74	0,68

<i>Jasminum</i>	5	3,99	1,15
<i>Lonicera</i>	6	3,35	1,16
<i>Parthenocissus</i>	11	3,40	0,72
<i>Passiflora</i>	5	2,58	0,49
<i>Rosa</i>	8	3,39	0,69
<i>Vitis</i>	5	4,21	0,91
<i>Wisteria</i>	12	5,15	0,62

n.v.t. = niet van toepassing

Verder werd de gemiddelde specifieke bladoppervlakte (SLA) per soort berekend. *Lonicera cf. japonica* had hierbij de grootste gemiddelde SLA (328,3 cm²/g) (±75,20). De laagste gemiddelde SLA was van *Clematis armandii* (84,7cm²/g) (Tabel 3.17).

Tabel 3.17: De gemiddelde SLA (cm²/g) op basis van vers bladmateriaal voor alle onderzochten klimplantsoorten (n=72).

Genus	Soort	n	Gemiddelde SLA (cm ² /g)	SE
<i>Actinidia</i>	<i>arguta</i>	1	186,7	n.v.t.
<i>Akebia</i>	<i>quinata</i>	3	120,1	34,55
<i>Campsis</i>	<i>radicans</i> 'Flamenco'	1	148,9	n.v.t.
<i>Clematis</i>	<i>armandii</i>	1	84,7	n.v.t.
<i>Clematis</i>	<i>spp.</i>	4	279	40,46
<i>Clematis</i>	<i>tangutica</i>	1	279,5	n.v.t.
<i>Clematis</i>	<i>vitalba</i>	3	227,9	24,01
<i>Hedera</i>	<i>helix</i>	2	105,2	6,29
<i>Hydrangea</i>	<i>anomala</i> <i>spp.petiolaris</i>	3	221,5	15,11
<i>Jasminum</i>	<i>nudiflorum</i>	5	118,1	13
<i>Lonicera</i>	<i>cf. x heckrottii</i>	1	256,4	n.v.t.
<i>Lonicera</i>	<i>cf. japonica</i>	3	328,3	84,23
<i>Lonicera</i>	<i>henryi</i>	3	114,7	14,13
<i>Parthenocissus</i>	<i>quenekefolia</i>	5	292,2	41,43
<i>Parthenocissus</i>	<i>tricuspidata</i>	6	187,8	12,03
<i>Passiflora</i>	<i>caerulea</i>	5	230	22,67
<i>Rosa</i>	<i>spp.</i>	8	157,8	11,19
<i>Vitis</i>	<i>vinifera</i>	5	326,5	39,11
<i>Wisteria</i>	<i>sinensis</i>	12	280,3	34,4

n.v.t. = niet van toepassing

Als laatste werd de gemiddelde totale eenzijdige bladoppervlakte (m²) per soort berekend (Tabel 3.18). Hierbij had *Parthenocissus tricuspidata* de grootste gemiddelde totale bladoppervlakte (68,4 m²) (±25,04). Daarnaast had *Wisteria sinensis* een gemiddelde totale bladoppervlakte van 52,5 m² (±13,72) en *Akebia quinata* een gemiddelde totale

bladoppervlakte van 44,6 m² ($\pm 27,71$) *Clematis armandii* had de laagste totale bladoppervlakte (1,0 m²).

Tabel 3.18: De gemiddelde totale eenzijdige bladoppervlakte per soort (m²).

Genus	Soort	N	Gemiddelde totale bladopp. (m²)	SE
<i>Actinidia</i>	<i>arguta</i>	1	10,6	n.v.t.
<i>Akebia</i>	<i>quinata</i>	3	44,6	27,71
<i>Campsis</i>	<i>radicans</i> 'Flamenco'	1	12,7	n.v.t.
<i>Clematis</i>	<i>vitalba</i>	2	29,0	6,96
<i>Clematis</i>	<i>armandii</i>	1	1,0	n.v.t.
<i>Clematis</i>	<i>spp.</i>	5	3,9	0,86
<i>Clematis</i>	<i>tangutica</i>	1	2,2	n.v.t.
<i>Hedera</i>	<i>helix</i>	2	37,2	30,24
<i>Hydrangea</i>	<i>anomala</i> ssp. <i>petiolaris</i>	3	4,5	1,41
<i>Jasminum</i>	<i>nudiflorum</i>	5	10,4	3,28
<i>Lonicera</i>	<i>cf. japonica</i>	3	16,1	13,07
<i>Lonicera</i>	<i>henryi</i>	3	17,7	7,89
<i>Lonicera</i>	<i>cf. x heckrottii</i>	1	3,7	n.v.t.
<i>Parthenocissus</i>	<i>tricuspidata</i>	6	68,4	25,07
<i>Parthenocissus</i>	<i>quinquefolia</i>	5	40,2	24,46
<i>Passiflora</i>	<i>caerulea</i>	5	11,8	4,59
<i>Rosa</i>	<i>spp.</i>	8	47,0	23,70
<i>Vitis</i>	<i>vinifera</i>	5	14,2	3,59
<i>Wisteria</i>	<i>sinensis</i>	12	52,5	13,72

n.v.t. = niet van toepassing

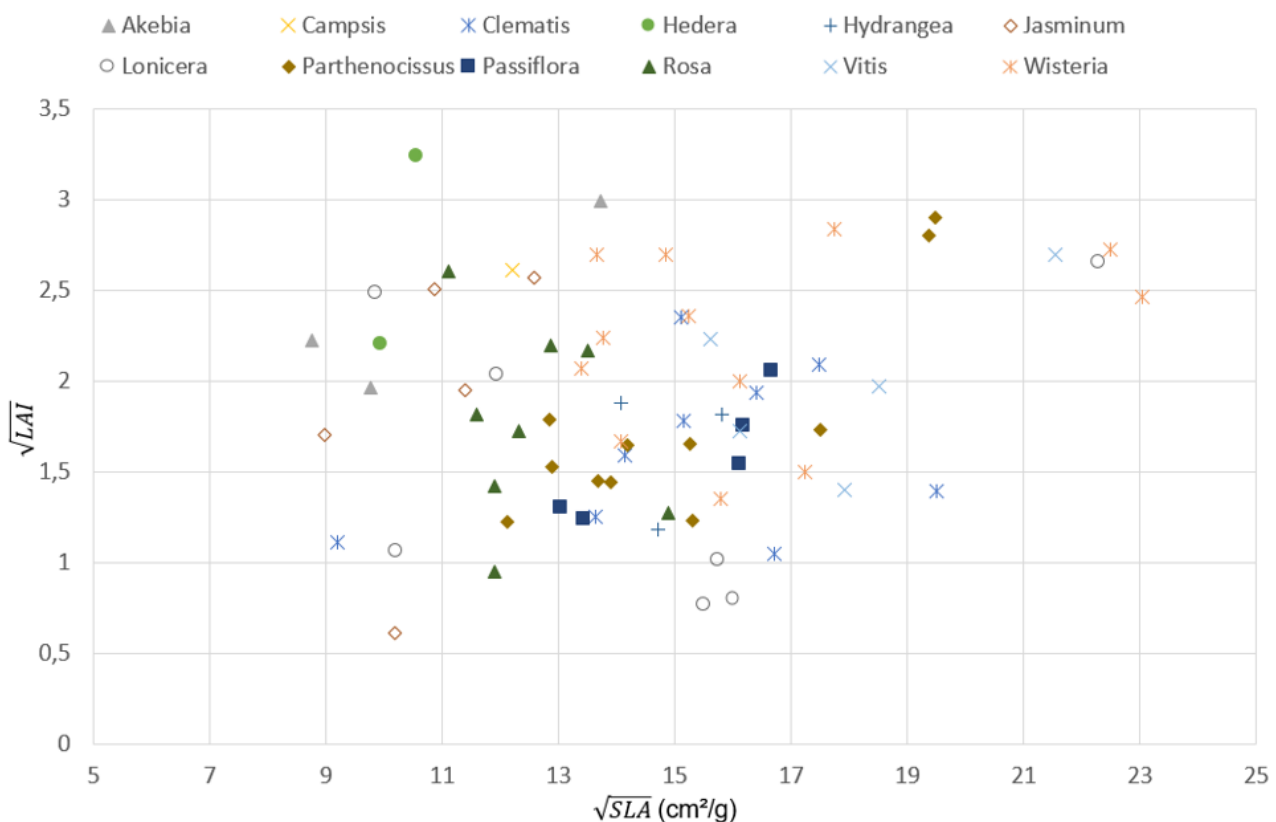
3.2 Allometrische relaties

3.2.1 Relatie tussen SLA (de specifieke bladoppervlakte) & LAI_p (bladoppervlakte-index op plotniveau)

Als eerste werd de relatie tussen de SLA (specifieke bladoppervlakte) (cm²/g) en de LAI_p voor de verschillende klimplantgenera via lineaire regressie onderzocht. Hieruit bleek dat er geen verband was tussen de $\sqrt{SLA}$ en de $\sqrt{LAI_p}$ van de verschillende genera ($R^2 = 0,0299$; $p = 0,146$, $SE = 0,598$) (Fig. 3.3). Bekijkt men de genera apart, dan komen toch een aantal verbanden naar voor.

Figuur 3.3: Relatie tussen de $\sqrt{SLA}$ en de $\sqrt{LAI_p}$ van de verschillend klimplantgenera (n=13) via lineaire regressie. Er is geen verband tussen de $\sqrt{SLA}$ en de $\sqrt{LAI_p}$ van de verschillend klimplantgenera ($R^2 = 0,0299$, $p = 0,146$)

Zo bleek er een significant verband tussen de $\sqrt{SLA}$ en de $\sqrt{LAI_p}$ voor *Passiflora* ($R^2 = 0,786$; $p = 0,045$) en tussen de $\sqrt{SLA}$ en de $\text{Log}(LAI_p+1)$ en voor *Parthenocissus* ($R^2 = 0,684$; $p = 0,002$) (Tabel 3.19).

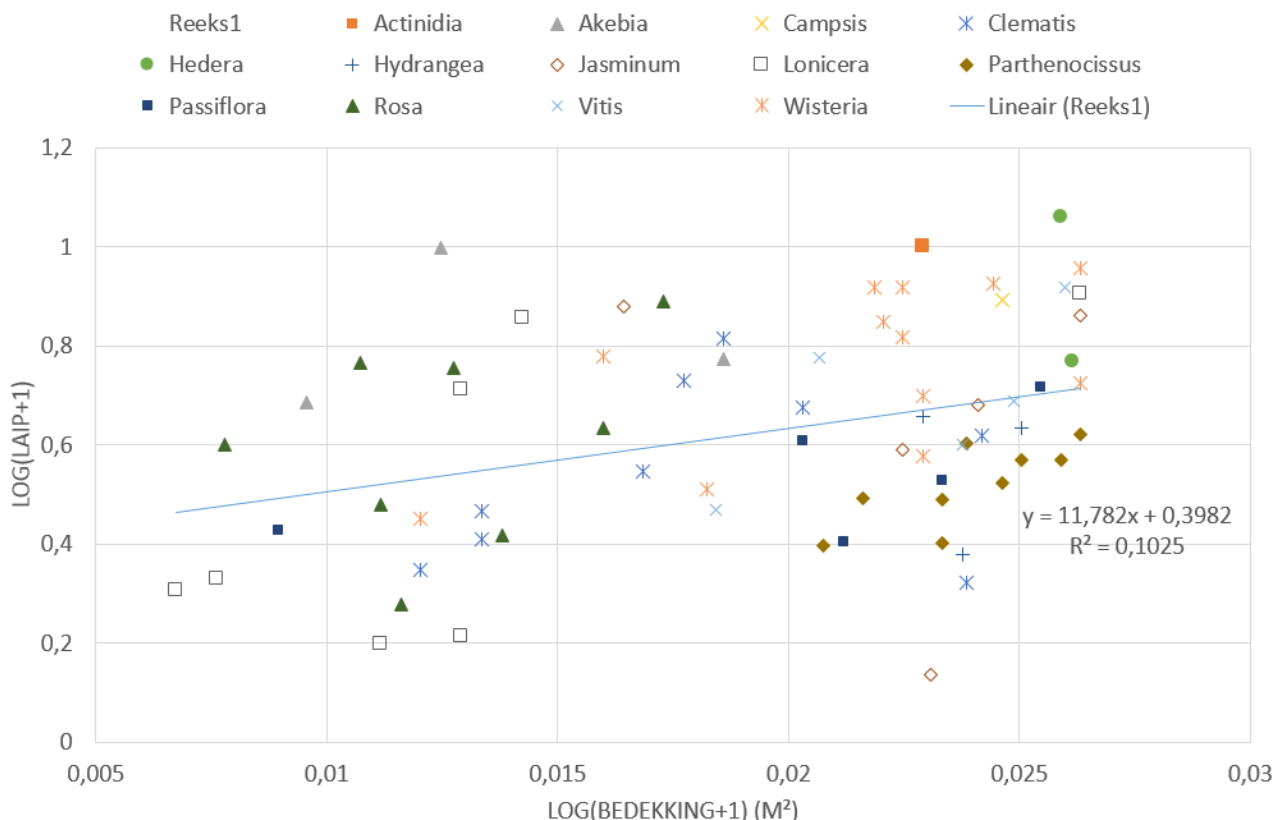


Tabel 3.19: Verband tussen de specifieke bladoppervlakte-index (SLA) en de LAI_p voor *Passiflora* en *Parthenocissus* met respectievelijk de R^2 -waarde, p -waarde en de regressievergelijking.

Genus	n	R^2	p	Regressievergelijking
<i>Passiflora</i>	5	0,786	0,045	$\sqrt{LAI_p} = 0,1739\sqrt{SLA} - 1,0469$
<i>Parthenocissus</i>	11	0,684	0,002	$\text{Log}(LAI_p+1) = 0,062\sqrt{SLA} - 0,3392$

3.2.2 Relatie tussen de bedekking (plot) & LAI_p

Vervolgens werd de relatie tussen de gemiddelde bedekking per plot (m²) (zie Fig. 2.2b) en de LAI_p voor de verschillende klimplantgenera bestudeerd. Zo was er een significant verband tussen de Log(bedekking+1) en de Log(LAI_p+1) van de verschillende klimplantgenera ($R^2 = 0,103$, $p = 0,007$, $SE = 0,202$) (Fig. 3.4). Met andere woorden de LAI_p kan wel degelijk uit de bedekking van de taxa voorspeld worden.



Figuur 3.4: Relatie tussen de Log(bedekking+1) en de Log(LAI_p+1) voor de verschillende klimplantgenera (n=13) via lineaire regressie. Er is significant verband tussen de twee variabelen ($R^2 = 0,103$, $p = 0,007$).

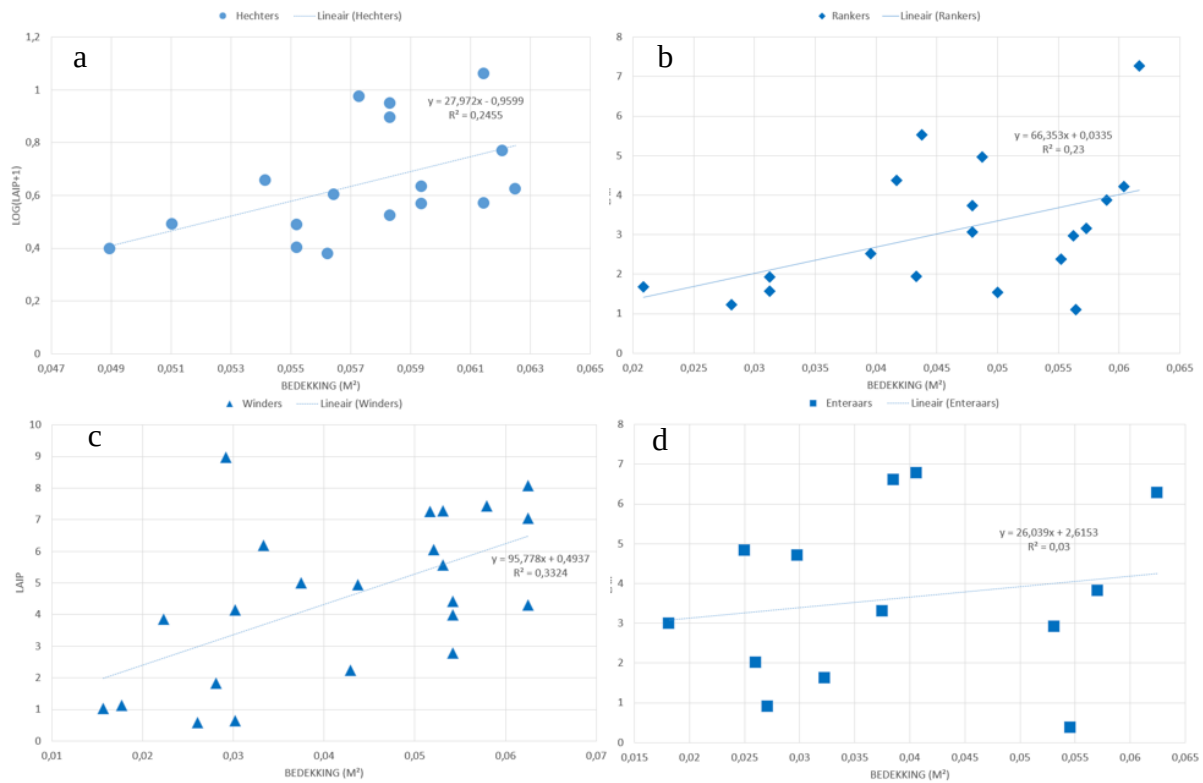
Indien men enkele genera apart bestudeert, worden de verbanden nog meer versterkt. Zo was er voor *Wisteria*, *Lonicera* en *Parthenocissus* (twee uitschieters weggelaten) een significant verband tussen de bedekking (m²) en de LAI_p (zie Tabel 3.20).

Tabel 3.20: Verband tussen de bedekking en de LAI_p voor *Wisteria*, *Lonicera* en *Parthenocissus* met respectievelijk de R²-waarde, p-waarde en de regressievergelijking.

Genus	n	R ²	p	Regressievergelijking
<i>Wisteria</i>	12	0,335	0,049	$LAI_p = 123,82(\text{Bedekking}) - 1,1418$
<i>Lonicera</i>	7	0,614	0,037	$LAI_p = 141,19(\text{Bedekking}) - 1,3851$
<i>Parthenocissus</i>	9	0,610	0,013	$LAI_p = 11,782(\text{Bedekking}) + 0,3982$

Vervolgens werd deze relatie per klimplanttype onderzocht (zie ook Tabel 3.22). Zo kon voor heesters de variatie in bedekking 25% van de variatie in LAI_p verklaren ($R^2 = 0,246$; $p = 0,043$;

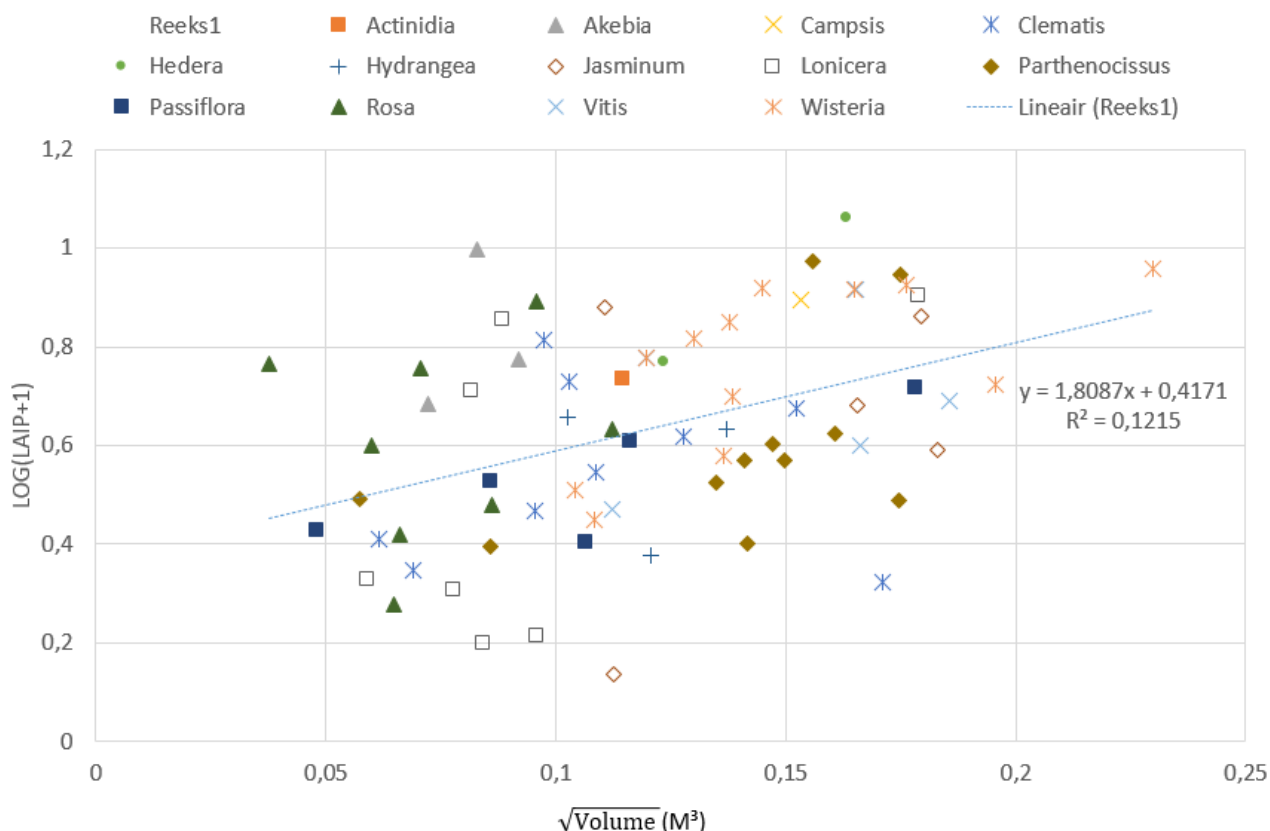
SE = 0,190) (Fig. 3.5a). Voor rankers was dit 23% ($R^2 = 0,23$; $p = 0,038$; SE = 1,483) (Fig. 3.5b), en voor winders was dit 33% ($R^2 = 0,332$; $p = 0,004$; SE = 2,107) (Fig. 3.5c). Voor enteraars vonden we geen significante voorspelling ($R^2 = 0,03$; $p = 0,572$; SE = 2,219) (Fig. 3.5d).



Figuur 3.5: Relatie tussen de bedekking en de LAIP voor hechters (n=17) (a), rankers (n=18) (b), winders (n=23) (c) en enteraars (n=13) (d) via lineaire regressie.

3.2.3 Relatie tussen het volume van de klimplant (plot) & LAI_p

Als laatste werd de relatie tussen het volume van de klimplant op plotniveau (m³) (dit is bedekking vermenigvuldigd met de gemiddelde diepte van de begroeiing per plot) en de LAI_p voor de verschillende klimplantgenera onderzocht. Hierbij was er een significant verband tussen het $\sqrt{\text{Volume}}$ en de $\text{Log}(\text{LAI}_p+1)$ voor alle genera ($R^2 = 0,122$; $p = 0,003$, $\text{SE} = 0,204$) (Fig. 3.6). Dit betekent dat de de LAI_p uit het volume van de taxa voorspeld kan worden.



Figuur 3.6: Relatie tussen het volume (m³) en de LAI_p voor alle genera (n=13) weergegeven aan de hand van een lineaire regressie. Er is significant verband tussen de twee variabelen ($R^2 = 0,122$, $p = 0,003$).

Indien men ook hier enkele genera apart bekeek, worden sommige verbanden nog meer versterkt. Zo was er voor *Wisteria* en *Passiflora* een significant verband tussen het volume (m³) en de LAI_p (zie Tabel 3.21).

Tabel 3.21: Verband tussen het volume en de LAI_p voor *Wisteria* en *Passiflora* met respectievelijk de R²-waarde, p-waarde en de regressievergelijking.

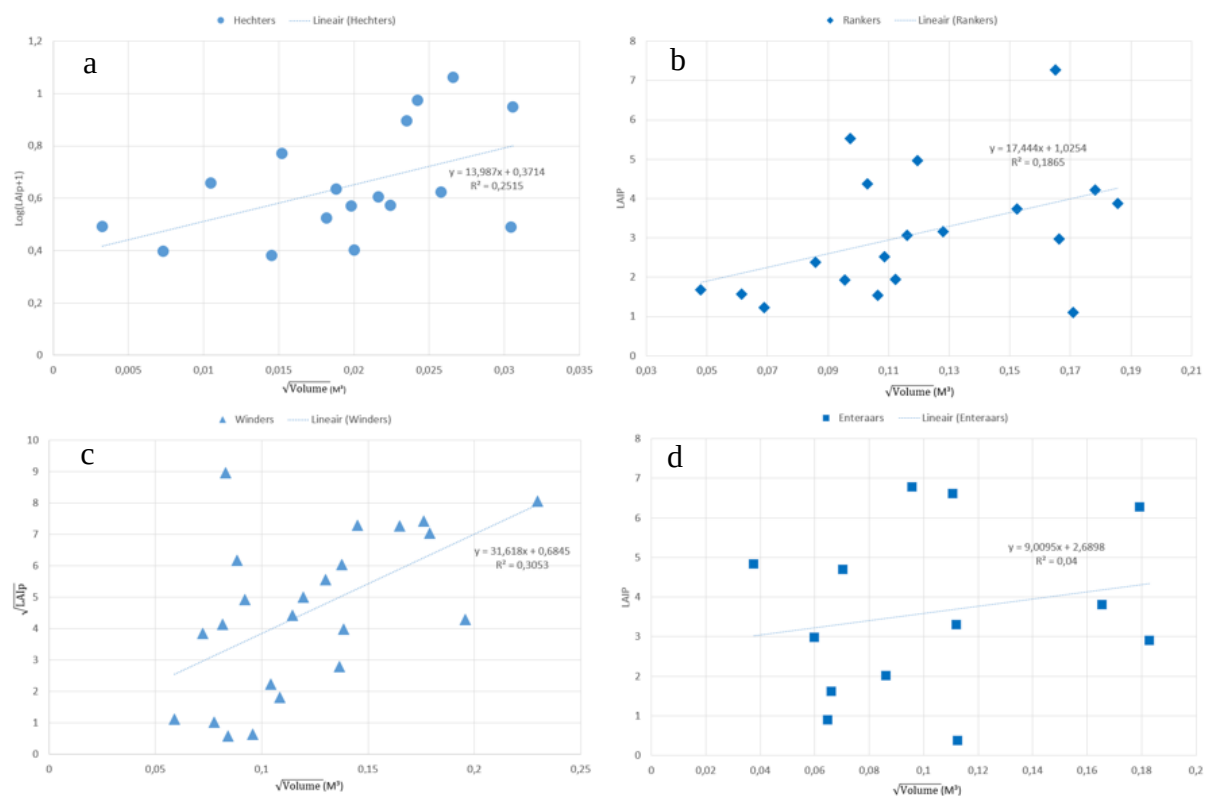
Genus	n	R ²	p	Regressievergelijking
<i>Wisteria</i>	12	0,3848	0,031	$\text{LAI}_p = 109,35(\text{Volume}) + 2,5896$
<i>Passiflora</i>	5	0,778	0,048	$\text{LAI}_p = 86,902(\text{Volume}) + 1,4243$

Als laatste werd deze relatie per klimplanttype onderzocht (Tabel 3.22).

Tabel 3.22: Overzicht relaties tussen de bedekking (m²) en het volume (m³) en de LAI_p voor hechters, rankers, winders en enteraars via lineaire regressie.

Klimtype	LAI _p = f(Bedekking)	LAI _p = f(Volume)
Hecher	R ² = 0,246; p = 0,043	R ² = 0,251; p = 0,040
Ranker	R ² = 0,23; p = 0,038	R ² = 0,186; p = 0,065
Enteraar	R ² = 0,03; p = 0,572	R ² = 0,04; p = 0,512
Winder	R ² = 0,332; p = 0,004	R ² = 0,305; p = 0,008

Voor hechters verklaarde de variatie in $\sqrt{\text{volume}}$ 25% van de variatie in Log(LAI_p+1) (R² = 0,251; p = 0,040; SE = 0,189) (Fig. 3.7a). Voor de rankers was dit 19% (R² = 0,186; p = 0,065; SE = 1,524) (Fig. 3.7b) voor winders was dit 31% (R² = 0,305; p = 0,008; SE = 2,14) (Fig. 3.7c) en voor enteraars was dit 4% (R² = 0,040; p = 0,512; SE = 2,17) (Fig. 3.7d).



Figuur 3.7: Relatie tussen het volume (m³) en de LAI_p voor hechters (n=17) (a), rankers (n=18) (b), winders (n=23) (c) en enteraars (n=13) (d) via lineaire regressie.

3.3 Functies en diensten

In dit deel wordt het stofvangend en koelend vermogen van verschillende klimplantsoorten aan de hand van de bekomen LAI_w in Leuven berekend.

Stofvang

Tabel 3.23 geeft aan dat een klimplant met een gemiddelde LAI_w en waarvan de bladeren een depositiesnelheid hebben die gelijk is aan Vd_{aff} in Leuven centrum gemiddeld $4,33 \text{ g/m}^2$ ($\pm 0,307$) per jaar wegvangt (voor een depositiesnelheid gelijk aan Vd_{Pugh} is dit $21,17 \text{ g/m}^2$ ($\pm 1,460$)). Daarentegen is dit voor de buitenrand $4,11 \text{ g/m}^2$ ($\pm 0,291$) per jaar (voor een depositiesnelheid gelijk aan Vd_{Pugh} is dit $14,60 \text{ g/m}^2$ ($\pm 1,022$)). *Hedera helix*, met een depositiesnelheid gelijk aan Vd_{aff} , heeft het hoogste stofvangend vermogen van alle klimplantensoorten namelijk een gemiddelde van $8,60 \text{ g/m}^2$ ($\pm 3,153$) per jaar in het centrum en $8,15 \text{ g/m}^2$ ($\pm 2,990$) per jaar in de buitenrand (voor een depositiesnelheid gelijk aan Vd_{Pugh} is dit in de binnen- en buitenrand respectievelijk $42,34 \text{ g/m}^2$ ($\pm 15,513$) en $28,84 \text{ g/m}^2$ ($\pm 10,622$)).

Tabel 3.23: Hoeveelheid stofvang (SV) (g/m^2) per jaar voor de verschillende klimplantsoorten voor twee depositiesnelheden (Vd_{aff} en Vd_{Pugh}) op twee locaties in Leuven met een verschillende gemiddelde concentratie fijnstof gemeten van 30/06/13-1/07/14 namelijk Leuven centrum (LC) ($27,3 \mu\text{g/m}^3$) en de buitenrand (BR) ($18,7 \mu\text{g/m}^3$).

Soort	n	Gemiddelde LAI_w	SV per m^2 per jaar (in LC met Vd_{aff})	SE	SV per m^2 per jaar (in LC met Vd_{Pugh})	SE	SV per m^2 per jaar (in BR met Vd_{aff})	SE	SV per m^2 per jaar (in BR met Vd_{Pugh})	SE
Alle soorten	72	3,87	4,33	0,307	21,17	1,460	4,11	0,291	14,60	1,022
<i>Actinidia arguta</i>	1	4,42	4,95	n.v.t.	24,46	n.v.t.	4,69	n.v.t.	16,79	n.v.t.
<i>Akebia quinata</i>	3	5,92	6,62	1,742	32,49	8,760	6,28	1,652	22,27	5,877
<i>Campsis radicans</i> 'Flamenco'	1	6,83	7,65	n.v.t.	37,60	n.v.t.	7,25	n.v.t.	25,92	n.v.t.
<i>Clematis armandii</i>	1	1,23	1,37	n.v.t.	6,94	n.v.t.	1,30	n.v.t.	4,75	n.v.t.
<i>Clematis spp.</i>	5	2,71	3,03	0,556	14,97	2,734	2,88	0,527	10,22	1,862
<i>Clematis vitalba</i>	2	1,1	5,18	0,996	6,21	4,906	4,92	0,945	4,02	3,36
<i>Clematis tangutica</i>	1	4,63	1,23	n.v.t.	25,55	n.v.t.	1,17	n.v.t.	17,52	n.v.t.
<i>Hedera helix</i>	2	7,68	8,60	3,153	42,34	15,513	8,15	2,990	28,84	10,622
<i>Hydrangea anomala ssp. petiolaris</i>	3	2,74	3,07	0,762	14,97	3,749	2,91	0,722	10,22	2,555
<i>Jasminum nudiflorum</i>	5	3,99	4,47	1,285	21,90	6,325	4,24	1,218	14,97	4,307
<i>Lonicera cf. japonica</i>	3	2,88	3,23	2,331	15,70	11,476	3,06	2,211	10,95	7,848
<i>Lonicera cf. x heckrottii</i>	1	0,63	0,71	n.v.t.	3,65	n.v.t.	0,67	n.v.t.	2,56	n.v.t.
<i>Lonicera henryi</i>	3	3,82	4,28	1,644	21,17	8,092	4,06	1,559	14,60	5,548
<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	5	4,79	5,36	1,560	26,28	7,665	5,09	1,479	18,25	5,256
<i>Parthenocissus tricuspidata</i>	6	2,24	2,51	0,211	12,41	1,022	2,38	0,200	8,40	0,73

<i>Passiflora caerulea</i>	5	2,58	2,88	0,552	14,24	2,701	2,73	0,52 3	9,86	1,862
<i>Rosa spp.</i>	8	3,39	3,79	0,773	18,62	3,796	3,60	0,73 3	12,78	2,592
<i>Vitis vinifera</i>	5	4,21	4,71	1,022	23,36	5,037	4,47	0,96 9	16,06	3,431
<i>Wisteria sinensis</i>	12	5,15	5,76	0,695	28,47	3,431	5,47	0,66 0	19,35	2,336

n.v.t. = niet van toepassing

Verder werd de totale stofvang voor de verschillende klimplanten (voor twee verschillende depositiesnelheden ($V_{d_{afl}}$ en $V_{d_{Pugh}}$)) per jaar berekend. Deze werd bekomen door de stofvang (g/m^2) te vermenigvuldigen met de totale bladoppervlakte (m^2) (Tabel 3.18) voor de verschillende klimplanten. Hieruit bleek dat *Hedera helix* op jaarbasis het meeste stof wegving (voor een depositiesnelheid gelijk aan $V_{d_{afl}}$ was dit 319,9 g in het centrum en 303,2 g in de buitenrand; voor een depositiesnelheid gelijk aan $V_{d_{Pugh}}$ was dit 1575,0 g in het centrum en 1072,8 g in de buitenrand) (Tabel 3.24).

Tabel 3.24: Totale stofvang per jaar voor de verschillende klimplantsoorten op twee locaties in Leuven met een verschillende gemiddelde concentratie fijnstof gemeten van 30/06/13-1/07/14 namelijk Leuven centrum (27,3 $\mu g/m^3$) en de buitenrand (18,7 $\mu g/m^3$).

Soort	n	SV per jaar (g) in het centrum	SV per jaar (g) in het centrum	SV per jaar (g) in de buitenrand	SV per jaar (g) in de buitenrand
Alle soorten	72	97,5	476,5	92,5	328,7
<i>Actinidia arguta</i>	1	52,5	259,3	49,7	178,0
<i>Akebia quinata</i>	3	295,3	1449,1	280,1	993,2
<i>Campsis radicans</i> 'Flamenco'	1	97,2	477,5	92,1	329,2
<i>Clematis armandii</i>	1	1,4	6,9	1,3	4,8
<i>Clematis spp.</i>	5	11,8	58,4	11,2	39,9
<i>Clematis vitalba</i>	2	150,2	180,1	142,7	116,6
<i>Clematis tangutica</i>	1	2,7	56,2	2,6	38,5
<i>Hedera helix</i>	2	319,9	1575,0	303,2	1072,8
<i>Hydrangea anomala ssp. petiolaris</i>	3	13,8	67,4	13,1	46,0
<i>Jasminum nudiflorum</i>	5	46,5	227,8	44,1	155,7
<i>Lonicera cf. japonica</i>	3	52,0	252,8	49,3	176,3
<i>Lonicera cf. x heckrottii</i>	1	2,6	13,5	2,5	9,5
<i>Lonicera henryi</i>	3	75,8	374,7	71,9	258,4
<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	5	215,5	1056,5	204,6	733,7
<i>Parthenocissus tricuspidata</i>	6	171,7	848,8	162,8	574,6
<i>Passiflora caerulea</i>	5	34,0	168,0	32,2	116,3
<i>Rosa spp.</i>	8	178,1	875,1	169,2	600,7

<i>Vitis vinifera</i>	5	66,9	331,7	63,5	228,1
<i>Wisteria sinensis</i>	12	302,4	1494,7	287,2	1015,9

Koelend vermogen

Tabel 3.25 geeft aan dat een klimplant met een gemiddelde LAI_w de kamer- en wandtemperatuur tijdens de zomermaanden respectievelijk met een gemiddelde van 4,1°C en 8,2°C zou doen dalen. Daarbij heeft *Parthenocissus quinquefolia* het grootste koelend vermogen (gemiddelde daling van kamer- en wandtemperatuur van 5,1°C en 10°C).

Tabel 3.25: Gemiddelde reductie van kamer -en wandtemperatuur (°C) tijdens de zomermaanden voor de verschillende klimplantsoorten in Leuven.

Genus	Soort	n	Gemiddelde LAI _w	Verlaging kamertemperatuur (°C)	Verlaging wandtemperatuur (°C)
<i>Alle</i>	<i>soorten</i>	72	3,87	4,1	8,2
<i>Actinidia</i>	<i>arguta</i>	1	4,42	4,7	9,3
<i>Clematis</i>	<i>armandii</i>	1	1,23	1,1	3,0
<i>Clematis</i>	<i>spp.</i>	5	2,71	2,8	5,9
<i>Clematis</i>	<i>vitalba</i>	2	1,1	0,9	2,7
<i>Clematis</i>	<i>tangutica</i>	1	4,63	5,0	9,7
<i>Hydrangea</i>	<i>anomala ssp. petiolaris</i>	3	2,74	2,8	6,0
<i>Jasminum</i>	<i>nudiflorum</i>	5	3,99	4,2	8,4
<i>Lonicera</i>	<i>cf. japonica</i>	3	2,88	3,0	6,2
<i>Lonicera</i>	<i>cf. x heckrottii</i>	1	0,63	0,4	1,8
<i>Lonicera</i>	<i>henryi</i>	3	3,82	4,0	8,1
<i>Parthenocissus</i>	<i>quinquefolia</i>	5	4,79	5,1	10,0
<i>Parthenocissus</i>	<i>tricuspidata</i>	6	2,24	2,2	5,0
<i>Passiflora</i>	<i>caerulea</i>	5	2,58	2,6	5,7
<i>Rosa</i>	<i>spp.</i>	8	3,39	3,5	7,2
<i>Vitis</i>	<i>vinifera</i>	5	4,21	4,5	8,9

4. Discussie

4.1 Kenmerken van tegeltuinen

De resultaten geven aan dat er 19 verschillende klimplantsoorten in de 72 onderzochte tegeltuinen werden teruggevonden. We zijn het oneens met De Winter & Smets (2002) die in een analyse van gevelgroen in Leuven aangeven dat toegepaste soorten in tegeltuinen zich beperken tot Klimop (*Hedera helix*), Kamperfoelie (*Lonicera sp.*) en Wilde wingerd (*Parthenocissus quinquefolia*). De meest voorkomende soort was Chinese blauwereggen (*Wisteria sinensis*) (17%). Een opvallend resultaat was dat *Hedera helix* een zeer beperkte toepassing kende. Deze soort is zeer populair in Vlaanderen en komt frequent in het straatbeeld voor (Hermy & Vermote 2005a). Een mogelijke verklaring voor de beperkte toepassing van *Hedera helix* in Leuven is dat inwoners een negatieve perceptie ten aanzien van deze klimplant hebben aangezien deze hechter met zijn sterke groeikracht (cf. Hermy & Vermote 2005a) veel onderhouden moet worden en door zijn rechtstreekse interactie met de muur mogelijks de gevel (beperkt) kan beschadigen (Franz & Hermy 2017). Verder blijkt uit de resultaten dat de gemiddelde voetpadbreedte met tegeltuin (VPB-P) (zie Fig. 2.5) en gemiddelde voetpadbreedte met tegeltuin op borsthoogte (VPB-BH) kleiner zijn dan 1,20 meter. Deze resultaten stemmen overeen met ons karakteristiekenonderzoek in 2015 wat betekent dat de tegeltuinen niet goed onderhouden worden en de installatie niet voldoet aan de regels in Leuven waardoor tegeltuinen mogelijk passerende voetgangers kunnen hinderen. Opvallend is dat de toegepaste klimplanten de voordeuren en ramen op begane grond aan de straatzijde van de onderzochte huizen beperkt bedekken en de klimplanten dus wel degelijk onderhouden worden. Eigenaars van tegeltuinen in Leuven stemmen dus mogelijk het onderhoud eerder af op hun eigen belang (zicht op de straat, verzorgd groen) dan op het belang van anderen (vrije doorgang voor voetgangers). Het hinderen van voetgangers stimuleert mogelijks de negatieve connotatie van gevelgroen waardoor de veelheid aan functies die gevelgroen levert mogelijks als ondienst beschouwd worden (cf. Haines-Young & Potschin 2010, Haines-Young & Potschin 2011, Spangenberg et al. 2014). Daarnaast gaven de eerste resultaten aan dat de meeste klimplanten correct waren geïnstalleerd: het merendeel (81%) van de klimplanten was gekozen in overeenkomst met de standplaatscondities (oriëntatie van de gevel) (Fig. 3.2). Het is wel belangrijk om aan te geven dat de lichteisen van een klimplant niet enkel afhankelijk zijn van de oriëntatie van de gevel maar ook bijvoorbeeld van elementen uit de omgeving (bv. breedte van de straat). Daarnaast wezen de resultaten ook uit dat hechters meestal niet in combinatie met een klimhulp toegepast waren (Tabel 3.7). Echter, in overeenkomst met Franz (2015), hadden winders, rankers en enteraars vaak niet de juiste klimhulp (oriëntatie van draden) (Tabel 3.8). We zijn het eens met Wong et al. (2010c) dat het beschikbaar maken van informatie over de juiste toepassing van tegeltuinen in de stad noodzakelijk is om een positief resultaat te bekomen. Dit kan ook bijvoorbeeld met workshops georganiseerd door de stad waar tegeltuinen stapsgewijs in een straat correct worden

geïnstalleerd. Het probleem is dat de stad Leuven dit niet altijd op een juiste manier doet. Zo biedt de sociale dienst van de stad een actie aan ('kom op voor je wijk') waarbij er op een voordelige manier gezamenlijk gevelgroen in een woonwijk geïnstalleerd kan worden. De tegeltuinen worden dan volledig (klimplant en klimhulp) geplaatst door medewerkers van Wonen en Werken⁸. Het probleem is dat er vaak éénzelfde type van klimhulp voor alle tegeltuinen wordt gebruikt (één draad langs het raam en/of één draad boven het raam) onafhankelijk van de plantenkeuze (bv. Holsbeeksesteenweg in Kessel-Lo; zie Fig. 4.1) (persoonlijke communicatie, 20/09/16). Dit is in strijd met algemene adviezen (Hermans 1998, Hermy & Vermote 2005a, van Harten 2007). Het kiezen van een foute klimhulp en incorrecte installatie zorgt voor een slecht resultaat dat een negatieve perceptie ten aanzien van tegeltuinen mogelijk stimuleert (Franz & Hermy 2017) en tevens de baten voor de mens beperkt (diensten bereiken niet hun volledig potentieel).



Figuur 4.1: Voorbeelden van foutief geïnstalleerde tegeltuinen door de stad Leuven op de Holsbeeksesteenweg in Kessel-Lo (veldwerkfoto's gemaakt op 20/09/16). Zo wordt er één verticale draad en één horizontale draad als ondersteuning voorzien voor *Wisteria sinensis* (winder) (a). Het meest optimale klimhulptype voor deze klimplanten zijn meerdere verticale draden of staven (Hermans 1998, Hermy & Vermote 2005a, van Harten 2007). In een volgende toepassing wordt *Lonicera sp.* (ranker) gecombineerd met één verticaal georiënteerde draad (b). Zoals eerder aangegeven bieden rasters het meeste steun aan rankvormende klimplanten (Hermans 1998, Hermy & Vermote 2005a, van Harten 2007). Een incorrecte installatie zorgt voor een slecht resultaat en heeft mogelijk negatieve invloed op de perceptie ten aanzien van deze groenelementen en de diensten die ze leveren.

⁸ <http://leveninleuven.be/tags/tegeltuin/>

Uit de resultaten aangaande de krimpfactor van de bladeren konden we afleiden dat deze variabele voor altijdgroene soorten significant kleiner was dan voor bladverliezende soorten (Tabel 3.9). Dit bevestigt onze vooropgestelde hypothese: altijdgroene soorten hebben vaak dikke leerachtige bladeren (hogere weerstand) en gaan dus minder krimpen bij het dalen van het interne vochtgehalte. Daarnaast was de krimpfactor van soorten met samengestelde bladeren significant hoger dan soorten met enkelvoudige bladeren (Tabel 3.9). Dit resultaat komt overeen met onze tweede hypothese: soorten met samengestelde bladeren zullen meer krimpen dan soorten met een enkelvoudig blad aangezien een samengesteld blad een grotere een bladrandlengte heeft en het blad dus meer zal krimpen bij vochtverlies.

Daarnaast geven de resultaten aan dat de gemiddelde LAI_w van een gemiddelde klimplant gelijk aan is aan $3,87 \text{ m}^2/\text{m}^2$ (Tabel 3.14). Dit komt ongeveer overeen met de beperkte studies naar deze variabele ($3,0 \text{ m}^2/\text{m}^2$, Price et al. 2010; $3,3 \text{ m}^2/\text{m}^2$, Tilley et al. 2014). Zo strookt de LAI_w van *Hedera helix* ($7,68 \text{ m}^2/\text{m}^2$), *Parthenocissus tricuspidata* ($2,24 \text{ m}^2/\text{m}^2$) en *Parthenocissus quinquefolia* ($4,79 \text{ m}^2/\text{m}^2$) (Tabel 3.15) met de bevindingen uit de literatuur, respectievelijk $2,6 - 7,7 \text{ m}^2/\text{m}^2$; $1,6 - 4 \text{ m}^2/\text{m}^2$ en $2 - 8 \text{ m}^2/\text{m}^2$ (Hermy & Vermote 2005a) (Tabel 1.3). Ons onderzoek wijst uit dat de LAI_w van de verschillende klimplantsoorten varieert tussen $0,63 - 7,68 \text{ m}^2/\text{m}^2$. Er is echter geen significant verschil in LAI_w tussen de verschillende soorten. Dit is vermoedelijk te wijten aan het lage aantal planten per soort (soms werd er maar één exemplaar per soort gevonden) waardoor de vergelijking bemoeilijkt werd.

4.2 Allometrische relaties

Ondanks de verwachting vinden we geen verband tussen de SLA en LAI_w voor de verschillende genera (zie ook Fig. 3.3). Dit betekent dat op basis van de data voor alle genera de SLA geen goede voorspeller is voor de LAI_w . Bekijkt men de genera apart dan komen er enkel verbanden naar voor bij *Passiflora* en *Parthenocissus* (Tabel 3.19). Dat hier geen of een beperkt verband is tussen de twee variabelen is mogelijk te verklaren doordat het gaat om de bladoppervlakte per wandoppervlak (LAI_w) en de bladoppervlakte per drooggewicht (SLA), twee totaal verschillende variabelen.

Verder blijkt dat de LAI_w kan voorspeld worden aan de hand van de bedekking (m^2) en het volume (m^3) van het gevelgroen op plotniveau voor de verschillende genera (zie Fig. 3.4 en Fig. 3.6). Indien men enkele genera apart bestudeert, wordt dit verband nog duidelijker (Tabel 3.20 en 3.21). Deze variabelen kunnen dus mogelijk gebruikt worden om de LAI_w van klimplanten op een niet-tijdrovende en niet-destructieve manier te bepalen. Ondanks de significantie zit er wel veel variatie op (zie Fig. 3.4 en Fig. 3.6).

De resultaten geven aan dat de LAI_w van hechters in gelijke mate voorspeld kan worden door de bedekking als door het volume van het gevelgroen op plotniveau. De LAI_w van rankers en winders wordt zelfs beter voorspeld aan de hand van de bedekking dan aan de hand van het volume. Dit alles gaat in tegen onze vooropgestelde hypothese. Dit betekent dat

bladeren van rankers en winders eerder in een vlak dan in de ruimte gelegen zijn. Dit is niet geheel onlogisch aangezien tegeltuinen groenelementen zijn die beheerd worden door de mens (al dan niet volgens de reglementering, zie eerder) waardoor het vaak om jonge twijgen gaat die door beheer mogelijk meer in een vlak gehouden worden. De bedekking en het volume waren geen goede voorspellers de LAI_w van enteraars.

4.3 Functies en diensten

De resultaten geven aan dat een klimplant met een gemiddelde LAI_w ($3,87 \text{ m}^2/\text{m}^2$) met een depositiesnelheid gelijk aan Vd_{aff} in Leuven centrum op jaarbasis $4,33 \text{ g}/\text{m}^2$ fijnstof kan wegvangen. In de buitenrand is dit $4,11 \text{ g}/\text{m}^2$. Dit komt overeen met de gemiddelde stofvangcapaciteit van klimplanten in de literatuur (*Hedera helix* $6 \text{ g}/\text{m}^2$ per jaar en *Parthenocissis tricuspidata* $4 \text{ g}/\text{m}^2$ per jaar, Tonneijck & Bade 2011, Aertsens et al. 2012). In ons onderzoek heeft *Hedera helix* een grotere stofvang ($8,60 \text{ g}/\text{m}^2$ in Leuven centrum en $8,16 \text{ g}/\text{m}^2$ in de buitenrand) dan aangegeven in de literatuur. Dit valt mogelijk te verklaren doordat *Hedera helix* in ons onderzoek een hogere LAI_w heeft ($7,68 \text{ m}^2/\text{m}^2$) dan geobserveerd door Cameron et al. (2014) ($5,4 \text{ m}^2/\text{m}^2$). Wat opvalt is dat de gemiddelde stofvang per m^2 per jaar op basis van Vd_{Pugh} ($0,64 \text{ cm}/\text{s}$) (in de binnen- en buitenrand respectievelijk $21,17 \text{ g}/\text{m}^2$ en $14,60 \text{ g}/\text{m}^2$) veel hoger is dan aangegeven in de literatuur. Voor *Hedera helix* ($42,34 \text{ g}/\text{m}^2$) is dit zelfs tot 7 keer groter dan de waarden in de literatuur. We kunnen concluderen dat de afgeleide depositiesnelheid (Vd_{aff}) een meer realistische benadering van de werkelijke depositiesnelheid geeft dan de depositiesnelheid gebruikt in een studie van Pugh et al. (2012). Dit is mogelijk te verklaren doordat deze laatste depositiesnelheid gebruikt wordt voor plantenmuren met een 100% bedekking en dit in onze studie niet het geval is. Het is belangrijk om aan te geven dat in ons onderzoek de gemiddelde stofvang per klimplant enkel en alleen bepaald wordt door de LAI_w (en de totale bladoppervlakte, zie verder). Perini et al. (2017) tonen aan dat de bladvorm en de aard van het bladoppervlak een belangrijke invloed hebben op het stofvangend vermogen van klimplanten. Zo zullen klimplanten met bladeren met een dikkere waslaag (cuticula) (bv. *Trachelospermum jasminoides*) meer stof per m^2 opvangen dan klimplanten met harige bladeren of kale bladeren. Ook zullen altijdgroene planten in een stedelijk gebied op jaarbasis meer stof wegvangen aangezien ze ook in de winter (wanneer de fijnstofconcentraties het hoogst zijn, Aertsens et al. 2012) als sink kunnen dienen (Sæbø et al. 2012). Verder onderzoek waarin deze kenmerken in rekening worden gebracht is dus nodig.

Daarnaast wijst ons onderzoek uit dat een klimplant met een gemiddelde LAI_w , met een depositiesnelheid gelijk aan Vd_{aff} en een gemiddelde totale bladoppervlakte op jaarbasis $97,5 \text{ g}$ in Leuven centrum wegvangt. In de buitenrand is dit $92,5 \text{ g}$ per tegeltuin. Hieruit kunnen we concluderen dat het stofvangend vermogen van een gemiddelde tegeltuin in Leuven ongeveer overeenkomt met het stofvangend vermogen van een gemiddelde stadsboom met een leeftijd van 25 jaar (100 g per jaar, Bade et al. 2011). Een tegeltuin kan dus mogelijk veel fijnstof

wegvangen. Dit komt overeen met bevindingen uit de literatuur (Sternberg et al. 2010, Bade et al. 2011, Tonneijck & Bade 2011, Aertsens et al. 2012, Perini et al. 2017) waar gevelgroen en vooral *Hedera helix* (319 g per jaar in binnenrand en 303,2 g per jaar in buitenrand) ook als mogelijke fijnstofsinks werden aangeduid. Dat het stofvangend vermogen van een gemiddelde tegeltuin in Leuven ongeveer overeenkomt met het stofvangend vermogen van een gemiddelde stadsboom van 25 jaar betekent mogelijk dat tegeltuinen volwaardige vervangers zijn van stadsbomen aangaande stofvang. Dit biedt perspectieven op plaatsen waar er weinig ruimte is voor het aanplanten van bomen (bv. nauwe straten). Daarnaast kan hierdoor het negatieve effect van bomenrijen op de luchtkwaliteit vermeden worden (Vos et al. 2013, Salmond et al. 2013) omdat bij gevelgroen geen tunneleffect kan optreden (Tonneijck et al. 2008).

Deze gegevens laten ook toe het effect van gevelgroen te berekenen en een uitbreiding te voorspellen (Tabel 4.1). Uit ons vorig onderzoek naar het aantal tegeltuinen in Leuven (Franz 2015) bleek dat er in de oude stadskern 0,035 tegeltuinen per 100 meter straat aanwezig waren. In de binnenrand was dit 0,71 tegeltuinen en in de buitenrand was dit 0,62 tegeltuinen per 100 meter (zie Fig. 2.1). We nemen hierbij aan dat de concentratie fijnstof in de oude stadskern gelijk is aan de concentratie in Leuven centrum (27,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) en de concentratie fijnstof in de buitenrand gelijk is aan (18,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (Vlaamse Milieumaatschappij 2015). In de stadskern en binnenrand komt dit overeen met een stofvang van 69,2 g per 100 meter (in de buitenrand is dit 57,4 g fijnstof). Maar welke invloed heeft een toename van het aantal tegeltuinen op de jaarlijkse stofvang in de straat? Indien men het aantal tegeltuinen tot 1 tegeltuin in elk stadsdeel zou verhogen zou er jaarlijks in de oude stadskern, buiten- en binnenrand respectievelijk 94,1 g, 28,3 g en 35,1 g netto meer fijnstof worden weggevangen. Indien men het huidige aantal tegeltuinen tot 2 tegeltuinen in elk stadsdeel zou verhogen zou er jaarlijks in de oude stadskern, buiten- en binnenrand respectievelijk 191,6 g, 132,8 g en 130,6 g netto meer fijnstof worden weggevangen.

Tabel 4.1: Gemiddelde jaarlijkse stofvang per 100 m straat (in gram) per stadsdeel in Leuven op basis van het huidige aantal tegeltuinen (tt) (actuele stofvang), na een verhoging tot 1 tegeltuin per 100 meter straat met en na een verhoging tot 2 tegeltuinen per 100 meter straat.

	Actueel aantal tt per 100 m	Actuele stofvang (g)	Stofvang na verhoging tot 1 tt per 100 m (g)	Netto toename (verhoging tot 1 tt) (g)	Stofvang na verhoging tot 2 tt per 100 m (g)	Netto toename (verhoging tot 2 tt) (g)
Oude stadskern	0,035	3,41	97,5	94,1	195	191,6
Binnenrand	0,71	69,2	97,5	28,3	195	132,8
Buitenrand	0,62	57,4	92,5	35,1	185	130,6

Deze resultaten laten uitschijnen dat er per stadsdeel in elke straat met tegeltuinen eenzelfde hoeveelheid stof wordt weggevangen. In werkelijkheid is dat natuurlijk niet zo. In overeenkomst met Sternberg et al. (2010) zullen tegeltuinen dicht bij de pollutiebron (naast hoofdwegen) in elke stadsdeel meer stof wegvangen dan tegeltuinen die naast zijwegen gelegen zijn. Daarnaast moet men beseffen dat gevelgroen, ondanks het feit dat het mogelijk veel fijnstof kan wegvangen, de fijnstofproblematiek in steden niet zal oplossen. Zo geeft de literatuur aan dat het begroenen van alle gevels in het centrum van Berlijn voor een beperkte reductie van 4 % in jaarlijkse stofconcentratie zou zorgen (Köhler 1993). Maar het begroenen van verticale oppervlakken zal mogelijk steeds een prominentere rol gaan spelen in de wegvang van fijnstof in steden die meer en meer verhard en verdicht geraken (cf. Kasanko et al. 2006). Het kiezen voor soorten die een hoge concentratie aan fijnstof tolereren is wel aangewezen (Ria 2016).

Onze resultaten geven aan dat een klimplant met een gemiddelde LAI_w in een koel gematigd klimaat de kamer- en wandtemperatuur tijdens de zomermaanden respectievelijk met een gemiddelde van $4,1^{\circ}\text{C}$ en $8,2^{\circ}\text{C}$ zou doen dalen. Het verlagen van de kamertemperatuur komt overeen met eerdere bevindingen waar werd aangetoond dat gevelgroen de energiebalans van een gebouw positief kan beïnvloeden (Pérez et al. 2011b, Perini et al. 2011). Belangrijk om aan te geven is dat de verbetering van de energiebalans afhankelijk is van de mate van isolatie van het huis (Köhler 1993). Deze resultaten aangaande de verlaging van de wandtemperatuur zijn vergelijkbaar met resultaten van Cameron et al. (2014) waar *Hedera* in een koelgematigd klimaat (Silsoe) in een experimentele opzet de gemiddelde wandtemperatuur met $>7^{\circ}\text{C}$ kon doen dalen. Onze resultaten zijn wel hoger dan de bevindingen van Wong et al. (2010b) die aantoonde dat een gevelgroensysteem gebruikmakend van klimplanten, in een tropisch klimaat, de gemiddelde temperatuur van een wand met $4,4^{\circ}\text{C}$ kon verlagen maar lager dan de bevindingen van Kontoleon & Eumorfopoulou (2010) die in modelleringsexperiment voorspelden dat een begroeide gevel in Noord-Griekenland de wandtemperatuur met $16,85^{\circ}\text{C}$ zou kunnen verlagen. We kunnen dus concluderen dat de klimplanten in staat zijn om de geveltemperatuur te verlagen doordat ze inkomende straling onderscheppen en weerkaatsen. Hierdoor wordt er minder warmte aan de omgeving afgegeven (Hermans 1998, Hermy & Vermote 2005a, Aertsens et al. 2012, Hop & Hiemstra 2013). Dit koelend vermogen van tegeltuinen kan mogelijk gebruikt worden, indien ruim toegepast, om het hitte-eilandeffect te temperen. Een proportionele toename van 20% aan groen in de stad zou het hitte-eilandeffect met 1°C doen afnemen (Steenefeld et al. 2011). Ook hier is het belangrijk om aan te geven dat het koelend vermogen van gevelgroen op basis van de LAI voorspeld is. Cameron et al. (2014) toonden aan dat fysiologie van een klimplant een belangrijke invloed heeft op het koelmechanisme en het koelend vermogen. Daarnaast tonen verschillende onderzoeken aan dat andere plantkenmerken die in ons onderzoek niet in rekening zijn gebracht (zie Tabel 1.3) zoals onder meer de bedekkingsgraad (Kontoleon & Eumorfopoulou 2010) dit koelend vermogen positief beïnvloeden. Dit effect zou het grootst zijn

op naar het westen georiënteerde gevels (Kontoleon & Eumorfopoulou 2010). Daarnaast zullen klimplanten tijdens warme periodes (zomermaanden) en in een warm klimaat voor een veel grotere verkoeling zorgen. We concluderen dat het bepalen van het koelend vermogen een complex gegeven is en enkel bepaald kan worden als bovenstaande kenmerken in rekening worden gebracht.

Dit onderzoek was een voortzetting van ons vorig onderzoek naar de frequentie, karakteristieken en perceptie van tegeltuinen in Leuven (Franz 2015) waarbij de stratenselectie werd overgenomen met als doel de reële veldsituatie in Leuven te weerspiegelen. Het nadeel hiervan is dat er hierdoor maar één of enkele exemplaren van sommige klimplantsoorten (bv. *Hedera helix*) teruggevonden werden. Voor deze soorten is het empirisch bewijs van de opgemeten kenmerken dan beperkt en wordt de vergelijking van verschillende kenmerken tussen soorten bemoeilijkt. Om een meer representatief beeld te bekomen, raden we aan om in toekomstig onderzoek kenmerken van voldoende exemplaren van elke soort op te meten. Daarnaast is de bladoppervlakte van elke soort in dit onderzoek een benadering aangezien eerst de bladoppervlakte van gedroogde bladeren werd berekend en gecorrigeerd werd met behulp van een krimpfactor (van modelsoorten). Deze bladeren werden verzameld tijdens het veldwerk waar een groot aantal kenmerken van tegeltuinen werden opgemeten. Aangezien deze kenmerken binnen een bepaalde tijdspanne (2 maanden) moesten opgemeten worden (om de variatie in kenmerken te beperken) werden deze bladeren ter bewaring gedroogd. Na het veldwerk was er voldoende tijd om de bladoppervlakte te bepalen. Daarom adviseren we om in toekomstig onderzoek naar tegeltuinen het aantal kenmerken van tegeltuinen te beperken en de bladoppervlakte en dus de LAI_w op basis van verse bladeren te bepalen om een meer representatief beeld te bekomen. Verder werd de LAI_w van de verschillende soorten in de zomerperiode opgemeten (overstemmend met de maximale biomassa-productie van gevelgroen). Hierbij zijn we het eens met Hunter et al. (2014) dat aangezien de LAI_w varieert in de tijd, de LAI_w zeer frequent en doorheen het heel jaar opgemeten moet worden om een representatief resultaat te bekomen. Ook werd ons onderzoek enkel in de stad Leuven uitgevoerd. Om een meer representatief beeld te bekomen kan dit onderzoek worden uitgebreid tot verschillende steden. Des te meer omdat de LAI geen constante variabele is maar afhangt van verschillende factoren (breedtegraad, fenologie beschikbaarheid bodemwater -en nutriënten, hoeveelheid licht, ...) (Gallagher & Leishman 2012, Hunter et al. 2014).

5. Conclusie en toekomstperspectieven

In deze studie onderzochten we de wandbladoppervlakte-index (LAI_w) van 19 verschillende klimplantsoorten in Leuven waarbij deze variabele varieerde tussen 0,63 - 7,68 m^2/m^2 .

Verder blijkt dat de LAI_w kan voorspeld worden aan de hand van variabelen die op een niet-tijdrovende en niet-destructieve manier bepaald kunnen worden (bedekking en het volume). Ondanks de significantie zit er wel veel variatie op.

Vertrekkende van de LAI_w bepaling werd vervolgens de stofvang voor een klimplant met een gemiddelde LAI_w ($= 3,87 m^2/m^2$) ingeschat op 97,5 g per jaar in Leuven centrum en 92,5 g per jaar in de buitenrand. De stofvang van een gemiddelde tegeltuin in Leuven is dus vergelijkbaar met die van een stadsboom van 25 jaar. Ook werd het koelend vermogen van een klimplant op basis van de LAI_w geschat. Zo zou een klimplant met een gemiddelde LAI_w in een koel gematigd klimaat de kamer- en wandtemperatuur tijdens de zomermaanden respectievelijk met een gemiddelde van 4,1°C en 8,2°C doen dalen. Het is belangrijk om aan te geven dat gevelgroen naast stofvang en koeling een groot deel andere ecosysteemdiensten levert. In een volgend onderzoek kunnen deze diensten, vertrekkende van de LAI_w , onderzocht worden.

Gelet op de actuele frequentie van het gevelgroen is uitbreiding in principe haalbaar. Een uitbreiding van de huidige frequentie tot 1 tegeltuin per 100 meter straat zou leiden tot een jaarlijkse netto stofvang verhoging van respectievelijk 94,1 g, 28,3 g en 35,1 g in de oude stadskern, binnen- en buitenrand. Een verhoging van het huidig aantal tegeltuinen naar 2 tegeltuinen per 100 meter straat zou leiden tot een jaarlijkse netto stofvang verhoging van respectievelijk 191,6 g, 132,8 g en 130,6 g in de oude stadskern, binnen- en buitenrand.

In deze masterproef is de berekening van ecosysteemdiensten gebaseerd op LAI. LAI is een belangrijke variabele, gezien zijn relatie met fotosynthese, maar de LAI is hier op één moment bepaald (nl. zomerperiode, = maximum van bladbiomassa). LAI varieert nochtans in de loop van het jaar en bijgevolg zullen ook de diensten variëren. De LAI_w op een frequente basis doorheen het heel jaar opmeten zal dus een beter beeld geven van de geleverde diensten.

6. Referenties

- Aertsens, J., De Nocker, L., Lauwers, H., Norga, K., Simoens, I., Meiresonne, L., Turkelboom, F. & Broekx, S. 2012. Daarom groen! Waarom u wint bij groen in uw stad of gemeente, *studie uitgevoerd in opdracht van: ANB - Agentschap voor Natuur en Bos*, 144 p.
- Alexandri, E. & Jones P. 2008. Temperature decreases in an urban canyon due to green walls and green roofs in diverse climates. *Building and environment* 43, 480-493
- Bade, T., Tonneijck, F. & Middendorp, B. 2008. De kroon op het werk. Werken aan het juiste klimaat voor mensen en bomen. *Triple E Productions*, Arnhem, 85 p.
- Bartfelder, F. & Köhler, M. 1987, Experimentelle Untersuchungen zur Funktion von Fassadenbegrünungen. Förderungsprogramm der Freien Universität Berlin für jungeWissenschaftler 3. Ausschreibung.
- Bréda, N.J.J. 2003. Ground-based measurements of leaf area index: a review of methods, instruments and current controversies. *Journal of Experimental Botany* 54, 2403-2417
- Bixler, R.D. & Floyd, M.F. 1997. Nature is scary, disgusting, and uncomfortable. *Environment and Behavior* 29, 443-467.
- Blunt, S.M. 2012. Trees and Pavements—are they Compatible? *Arboricultural Journal* 31, 73-80
- Bruse, M., Thönnessen, M. & Radtke, U. 1999. Practical and theoretical Investigation of the Influence of Façade Greening on the Distribution of Heavy Metals in Urban Streets. Proceedings International Conference on Urban Climatology & International Congress of Biometeorology, Sidney, 8-12
- Cameron, R.W.F., Taylor, J., Emmett, M. 2014. What's 'cool' in the world of green façades? How plant choice influences the cooling properties of green walls. *Building and Environment* 73, 198-207
- Cameron, R.W.F., Taylor, J., Emmett, M. 2015, Hedera green façade-Energy performance and saving under different maritime-temperate, winter weather conditions. *Building and Environment* 92, 111-121
- Calfapietra, C., Fares, S., Manes, F., Morani, A., Sgrigna, G. & Loreto, F. 2013. Role of Biogenic Volatile Organic Compounds (BVOC) emitted by urban trees on ozone concentration in cities: A review. *Environmental Pollution* 183, 71-80
- Cornelissen, J.H.C., Lavorel, S., Garnier, E., Diaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D.E., Reich, P.B., ter Steege, H., Morgan, H.D., van der Heijden, M.G.A., Pausas, J.G. & Poorter, H. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51, 335-380
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Faber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. & van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260

- Cvejić, R., Eler, K., Pintar, M., Železnikar, S., Haase, D., Kabisch, N. & Strohbach, M. 2015. A typology of urban green spaces, ecosystem provision services and demands. GREEN SURGE project, 68 p.
- D'Amato, G. 2000. Urban air pollution and plant-derived respiratory allergy. *Clinical and Experimental Allergy* 30, 628–636
- Darlington, A. 1981. Ecology of Walls. *Heinemann Educational Books, London*, 138 p.
- De Ridder K., Maiheu B., Wouters H. & van Lipzig N. (2015). Indicatoren van het stedelijk hitte-eiland in Vlaanderen, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA,
- De Winter, S. & Smets, S. 2002. Gevelgroen in Leuven: een toestandsanalyse. Eindverhandeling GAS Milieubeheer-Milieukunde, KULeuven
- Del Barrio, E. P. 1998. Analysis of the green roofs cooling potential in buildings. *Energy and Buildings* 27, 179-193
- Dunnett, N. & Kingsbury, N. 2004. Planting green roofs and living walls. *Timber Press, Portland*, 254 p.
- Francis, R.A. & Lorimer, J. 2011. Urban reconciliation ecology: the potential of living roofs and walls. *Journal of Environmental Management* 92, 1429-1437
- Franz, T. 2015. Tegeltuinen in een stedelijke omgeving: Verspreiding, Performantie en Perceptie. Rapport ingediend in het kader van de Bachelorproef Biologie, 20 p.
- Franz, T. & Hermý, M. 2017. Room for tile gardens: frequency, performance and perception of tile gardens in a small city, *Urban Forestry and Urban Greening*, publication in progress, 34 p.
- Freer-Smith, P.H., El-Khatib, A.A. & Taylor, G. 2004. Capture of particulate pollution by trees: a comparison of species typical of semi-arid areas (*Ficus nitida* and *Eucalyptus globulus*) with European and North American species. *Water, Air, and Soil Pollution* 155, 173-187.
- Galal, O., Onesimo, M., Elfatih, M.A.R., & Elhadi, A. 2016. Empirical Prediction of Leaf Area Index (LAI) of Endangered Tree Species in Intact and Fragmented Indigenous Forests Ecosystems Using WorldView-2 Data and Two Robust Machine Learning Algorithms. *Remote Sensing* 8, 1-26
- Gallagher, R.V. & Michelle R.L. 2012. A global analysis of trait variation and evolution in climbing plants, *Journal of Biogeography* 39, 1757-1771
- Giachetta A. & Magliocco A. 2007. Progettazione sostenibile. Dalla pianificazione territoriale all'ecodesign. Roma: Carocci
- Gómez-Baggerthun, E. & Barton, D.N. 2013. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics* 86, 235-245
- Gobron, N. 2008. Leaf Area Index (LAI). GTOS, 32-33

- Gobron, N., & Verstraete, M.M. 2009. Leaf Area Index. Assessment of the status of the development of standards for the Terrestrial Essential Climate Variables: LAI. GTOS, Rome, 22 p.
- Grimm, N.B., Faeth, S.H., Golubiewski, N.E., Redman, C.L., Wu, J., Bai, X. & Briggs, J.M. 2008. Global Change and the Ecology of Cities. *Science* 319, 756-760
- Haggag, M.A., 2010. The use of green walls in sustainable urban context: with reference to Dubai, UAE. *Ecology and the Environment* 128, 261-270
- Haines-Young, R. & Potschin, M. 2010. Proposal for a common international classification of ecosystem goods and services (CICES) for integrated environmental and economic accounting. European Environment Agency
- Haines-Young, R. & Potschin, M. 2011. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): 2011 update. In: CICES (Ed.), Expert Meeting on Ecosystem Accounts. United Nations Statistics Division, the European Environment Agency and the World Bank, London, 1-14
- Hardin, P.J., Jensen, R.R. 2007. The effect of urban leaf area on summertime urban surface kinetic: A Terre Haute case study. *Urban Forestry & Urban Greening* 6, 63-72
- Harrington, R., Anton, C., Dawson, T.P., de Bello, F., Feld, C.K., Haslett, J.R., Kluvařnkova-Oravská, T., Kontogianni, A., Lavorel, S., Luck, G.W., Rounsevell, M.D.A., Samways, M.J., Settele, J., Skourtos, M., Spangenberg, J.H., Vandewalle, M., Zobel, M., Paula A. & Harrison, P.A. 2010. Ecosystem services and biodiversity conservation: concepts and a glossary, *Biodiversity and Conservation* 19, 2773–2790
- Hermans, E. 1998. Groene gevels, meer kleur en leven in een bebouwde omgeving. *Regionaal Landschap Dijleland vzw., Heverlee*, 50 p.
- Hermý, M. & Vermote, B. 2005a. Gevelbegroening, sleutel tot levende steden. In: Hermý, M., Schauvliege, M. & Tijskens, G. (eds) Groenbeheer, een verhaal met een toekomst. 279-319. Uitg. *Velt in samenwerking met afdeling Bos & Groen, Berchem*, 575 p.
- Hermý, M. & Vermote B. 2005b. Tegeltuintjes: minituinen met sensationeel effect. In: Hermý, M., Schauvliege, M. & Tijskens, G. (eds) Groenbeheer, een verhaal met een toekomst. p. 320-324. Uitg. *Velt in samenwerking met afdeling Bos & Groen, Berchem*, 575 p.
- Hicks, R.A. & Dugas, W.A. 1998. Estimating ashe juniper leaf area from tree and stem characteristics. *Journal of Range Management* 51, 633-637
- Hobbs, R.J., Higgs, E. & Harris J.A. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology and Evolution* 24, 599-605
- Hoffman, M.H.A. 2009. Planten en luchtkwaliteit. *Dendroflora* 46, 25-49
- Hop, M. E.C.M. & Hiemstra, J. A. 2013. Ecosysteemdiensten van groene daken en gevels. Een literatuurstudie naar diensten op niveau van wijk en stad. Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, onderdeel van Wageningen UR Business Unit Bloembollen, Boomkwekerij en Fruit, 67 p.

- Hoyano, A. 1988. Climatological uses of plants for solar control and the effects on the thermal environment of a building. *Energy and Buildings* 11, 181-199.
- Hunter, A.M., Williams, N.S.G., Rayner, J.P., Aye, L., Hes, D. & Livesley, S.J. 2014. Quantifying the thermal performance of green façades: a critical review. *Ecological Engineering* 63, 102-113
- Imperato, M., Adamo, P., Naimo, D., Arienzo, M., Stanzione, D. & Violante, P. 2003 Spatial distribution of heavy metals in urban soils of Naples city (Italy). *Environmental Pollution* 124, 247–256
- Ip, K., Lam, M. & Miller, A. 2010. Shading performance of a vertical deciduous climbing plant canopy. *Building and Environment* 45, 81–88.
- Isnard, S. & Silk, W.K. 2009. Moving with climbing plants from Charles Darwin's time into the 21st Century. *American Journal of Botany* 96, 1205-1221
- Kasanko, M., Barreod, J.I., Lavallo, C., McCormick, N., Demicheli, L., Sagris, V. & Brezger, A. 2006. Are European cities becoming dispersed? A comparative analysis of 15 European urban areas. *Landscape and Urban Planning* 77, 111-130
- Köhler, M. 1993. Fassaden- und Dachbegrünung. *Ulmer, Stuttgart*, 329 p.
- Köhler, M. 2008. Green facades—a view back and some visions. *Urban Ecosystems* 11, 423-436.
- Kontoleon, K.J. & Eumorfopoulou, E.A. 2010. The effect of the orientation and proportion of a plant-covered wall layer on the thermal performance of a building zone. *Building and Environment* 45, 1287-1303
- Kong, F. & Nakagoshi, N. 2006. Spatial-temporal gradient analysis of urban green spaces in Jinan, China. *Landscape and Urban Planning* 78, 147-164
- Litschke, T. & Kuttler, W. 2008. On the reduction of urban particle concentration by vegetation – a review. *Meteorologische Zeitschrift* 17, 229-240.
- Löschmann, L. 2001. Leben im begrünten Haus – eine Bürgerbefragung in Köln. *Geographisches Institut der Universität zu Köln. Diplomarbeit*. 108 p.
- Lundholm, J.T. 2006. Green Roofs and Facades: A Habitat Template Approach. *Urban Habitats* 4, 87-101.
- Lundholm, J.T., Tran, S., & Gebert L. 2015. Plant Functional Traits Predict Green Roof Ecosystem Services. *Environmental Science and Technology* 49, 2366-2374
- Lyytimäki, J. Petersen, K., Normander, B. & Bezák, P. 2008. Nature as a nuisance? Ecosystem services and disservices to urban lifestyle. *Environmental Sciences* 5, 161-172
- Lyytimäki, J. & Sipilä, M., 2009. Hopping on one leg—the challenge of ecosystem disservices for urban green management. *Urban Forestry & Urban Greening* 8, 309-315.
- MA (Millennium Ecosystem Assessment) 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.

- Mullaney, J., Lucke, T. & Trueman, S.J. 2015. A review of benefits and challenges in growing street trees in paved urban environments. *Landscape and Urban Planning* 134, 157-166
- Nielsen, D., Miceli-Garcia, J.J. & Lyon D.J. 2012. Canopy Cover and Leaf Area Index Relationships for Wheat, Triticale, and Corn. *Agronomy Journal* 104, 1569-1573
- Oberndorfer, E., Lundholm J., Bass, B., Coffman, R. R., Doshi, H., Dunnet, N., Gaffin, S., Köhler, M., Liu, K. Y. & Rowe, B. 2007. Green Roofs as Urban Ecosystems: Ecological Structures, Functions, and Services. *BioScience* 57, 823-833
- Ottelé, M., van Bohemen, H.D. & Fraaij, A.L.A. 2010. Quantifying the deposition of particulate matter on climber vegetation on living walls. *Ecological Engineering* 36, 154-162
- Ottelé, M., Perini, K., Fraaij, A.L.A., Haasa, E.M. & Raiteri, R. 2011. Comparative life cycle analysis for green facades and living wall systems. *Energy and Buildings* 43, 3419-3429
- Pérez, G., Rincón, L., Vila, A., González, J.M. & Cabeza, L.F. 2011a. Green vertical systems for buildings as passive systems for energy savings. *Applied Energy* 88, 4854-4859
- Pérez, G., Rincón, L., Vila, A., González, J.M. & Cabeza, L.F. 2011b. Behavior of green facades in Mediterranean Continental climate. *Energy Conversion and Management* 52, 1861-1867
- Perini, K., Ottelé, M., Fraaij, A.L.A., Haas, E.M., Rossana, Raiteri. 2011. Vertical greening systems and the effect on air flow and temperature on the building envelope. *Building and Environment* 46, 2287-2294
- Perini, K. & Rosasco, P. 2013. Cost-benefit analysis for green façades and living wall systems. *Building and Environment* 70, 110-121
- Perini, K., Ottelé, M., Giulinia, S., Magliocchia, A. & Roccotiello, E. 2017. Quantification of fine dust deposition on different plant species in a vertical greening system. *Ecological Engineering* 100, 268-276
- Price, J.W., 2010. Green Facade Energetics. In partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science, University of Maryland, MD, USA, 91 p.
- Pronk, A., Ogink, N., Holterman, H.J., Hofschreuder, P. & Vermeij, I. 2013. Effecten van groenelementen op de luchtkwaliteit: Samenvattende rapportage en perspectieven toepassing groenelementen voor het verbeteren van de lokale luchtkwaliteit rondom stallen. *Plant Research International, onderdeel van Wageningen UR, Business Unit Agrosysteemkunde*, Rapport 493, 38 p.
- Pugh, T.A.M., MacKenzie, R., Whyatt, D., Hewitt, N., 2012. Effectiveness of Green Infrastructure for Improvement of Air Quality in Urban Street Canyons. *Environmental Science and Technology* 46, 7692-7699
- Rai, P.K. 2016. Impacts of particulate matter pollution on plants: implications for environmental biomonitoring. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 129, 120-136,

- Roy, S., Byrne, J. & Pickering, C. 2012. A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones. *Urban Forestry & Urban Greening* 11, 351-363.
- Sæbø, A., Popek, R., Nawrot, B., Hanslin, H.M., Gawronska, H. & Gawronski, S.W. 2012. Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces. *Science of The Total Environment* 427, 347-354
- Sánchez-Hermosilla, J., Páez, F., Rincón, V.J. & Pérez-Alonso J. 2013. Volume application rate adapted to the canopy size in greenhouse tomato crops. *Scientia Agrolica* 70, 390-396
- 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. *Science of the Total Environment* 443, 287-298
- Schindelin, J., Arganda-Carreras, I. & Frise, E. 2012. Fiji: an open-source platform for biological-image analysis. *Nature methods* 9, 676-682
- Seto, K.C., Fragkias, M., Güneralp, B. & Reilly, M.K. 2011. A meta-analysis of global urban land expansion. *PloS ONE* 6, 1-9
- Sheweka, S.M. & Mohamed, N.M. 2012. Green facades as a new sustainable approach towards climatic change. *Energy Procedia* 18, 507-520
- Siegfried, W., Viret, O., Huber, B. & Wohlhauserd, R. 2006. Dosage of plant protection products adapted to leaf area index in viticulture. *Crop Protection* 26, 73–82
- Spangenberg, J.H., von Haaren, C. & Settele, J. 2014. The ecosystem service cascade: Further developing the metaphor. Integrating societal processes to accommodate social processes and planning, and the case of bioenergy. *Ecological Economics* 104, 22-32
- Steeneveld, G.J., Koopmans, S., Heusinkveld, B.G., Van Hove, L.W.A. & Holtslag, A.A.M., 2011. Quantifying urban heat island effects and human comfort for cities of variable size and urban morphology in the Netherlands. *Journal of Geophysical Research* 116, 1-14
- Sternberg, T., Viles, H., Cathersides, A. & Edwards, M. 2010. Dust particulate absorption by ivy (*Hedera helix* L) on historic walls in urban environments. *Science of the Total Environment* 409,162-168
- Susorova, I., Angulo, M., Bahrami, P. & Brent, S., 2013. A model of vegetated exterior facades for evaluation of wall thermal performance. *Build and Environment* 67, 1-13
- Taha, H. 1997. Urban climates and heat islands: albedo, evapotranspiration, and anthropogenic heat. *Energy and Buildings* 25, 99-103
- Taugourdeaua, S., b, le Mairea, G., Avelinod, J., Jonese, J.R., Ramirez, L.G., Quesadai, M.J., Charbonniera, F., Gómez-Delgadoh, F. & Harmanda, J.M. 2014. Leaf area index as an indicator of ecosystem services and management practices: An

- application for coffee agroforestry. *Agriculture, Ecosystems & Environment Volume* 192,19-37
- Tilley, D., Price, J., Matt, S. & Marrow, B. 2012. Vegetated Walls: Thermal and Growth Properties of Structured Green Facades. Presentation: Final Report to Green Roofs for Healthy Cities—Green Walls Group, University of Maryland, College Park
- Tilley, D., Matt, S., Schumann, L. & Kangas, P. 2014. Vegetation characteristics of green facades, green cloaks and naturally colonized walls of wooden barns located in the Mid-Atlantic Region of North America. *Journal of Living Architecture* 1, 1-35.
- Tonneijck, F., Vries, B.d. & Kuypers, V. 2008. Leidraad luchtzuiverend groen, Tripleee, Alterra, Amsterdam. 38 p.
- Tonneijck, F. & Bade, T. 2011. “Modelling the benefits of urban forests for sustainable management?”. ELCA-research workshop, Brussels, 4 p.
- Ulrich, R.S. 1984. View through a window may influence recovery from surgery. *Science* 224, 420 p.
- Ulrich, R.S., Simons, R.F., Losito B.D., Fiorito, E., Miles M.A. & Zelston M. 1991. Stress recovery during exposure to natural and urban environments. *Journal of Environmental Psychology* 11, 201-230
- Unigarro-Muñoz, C.A., Hernández-Arredondo, J.D., Montoya-Restrepo, J.E., Medina-Rivera, R.D., Ibarra-Ruales, L.N., Carmona-González, C.Y. & Flórez-Ramos, C.P. 2015. Estimation of leaf area in coffee leaves (*Coffea arabica* L.) of the Castillo variety, *Crop Production and management* 74, 412-416
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. 2014. World Urbanization Prospects: The 2014 Revision, Highlights (ST/ESA/SER.A/352)
- van Harten, I. 2007. Systemen voor gevelbegroeiing. *Tuin & landschap* 15A, 34-42
- Van Renterghem, T, Hornikx, M., Forssen, J. & Botteldooren, D. 2013. The potential of building envelope greening to achieve quietness. *Building and Environment* 61, 34-44
- Viles, H., Sternberg, T. & Cathersides, A. 2011. Is Ivy Good or Bad for Historic Walls? *Journal of Architectural Conservation* 17, 25-41
- Vlaamse Milieumaatschappij 2015. Chemkar PM10 – Stedencampagne 2, Chemische karakterisering van fijn stof in Mechelen, Leuven, Kortrijk, Hasselt en Aalst, 2013-2014. 135 p.
- von Döhren, P. & Haase, D. 2015. Ecosystem disservices research: A review of the state of the art with a focus on cities. *Ecological Indicators* 52, 490-497
- Vonk, R. & Clark, I. 2012. Wegwijzer in Verticaal Groen. *Afstudeeronderzoek van de opleiding Tuin- en Landschapsinrichting, major Realisatie, aan de Hogeschool van Hall Larenstein te Velp*, 76 p.
- Vos, P.E.J., Maiheu, B., Vankerkom, J. & Janssen, S. 2013. Improving local quality in cities: to tree or not to tree? *Environmental Pollution* 183, 113-122

- Widlowski, J.L., Verstraete, M., Pinty, B. & Gobron, N. 2003 Allometric Relations of Selected European Tree Species. *EC Joint Research Centre, Italy*, 70 p.
- Wong, N.K., Kwang Tan, A.Y., Yok Tan, P., Chiang, K. & Wong, N.C. 2010a. Acoustics evaluation of vertical greenery systems for building walls. *Building and Environment* 45, 411-420
- Wong, N.K., Kwang Tan, A.Y., Chen, Y., Sekar, K., Yok Tan, P., Chan, D., Chiang, K. & Wong, N.C. 2010b. Thermal evaluation of vertical greenery systems for building walls. *Building and Environment* 45, 663-672
- Wong, N.K., Kwang Tan, A.Y., Yok Tan, P., Angelia, S. & Wong, N.C. 2010c. Perception studies of vertical greenery systems in Singapore. *Journal of urban planning and development* 136, 330-338
- WWF -World Wide Fund for Nature & ZLS-Zoological Society of London. 2016. Living Planet Rapport 2016. *Gland, Switzerland*. 144 p.

7. Addendum

A. Risicoanalyse

De bepaling van kenmerken, functies en diensten van tegeltuinen in Leuven gebeurt via bureau-, veld- en labowerk. De gegevensverzameling is verbonden aan een aantal risico's. Zo is er bij het bepalen van de kenmerken en het inzamelen van de bladeren kans op verwonding aan de handen. Zowel de klimplant als de klimhulp kunnen scherpe uitsteeksels hebben (klimplant, doorns of stekels; klimhulp, scherpe randen, nagels, ...) waardoor tijdens het onderzoek bij onoplettendheid snijwonden kunnen optreden. Het dragen van werkhandschoenen verkleint de kans op verwonding. Indien je de handen toch verwondt, kan nazorg met behulp van een EHBO-kit (ontsmettingsalcohol en pleisters) de kans op ontstekingen verkleinen. Ook het verplaatsen met de fiets in een drukke stad zoals Leuven is verbonden aan een aantal risico's. Door het drukke verkeer is de kans op een ongeval niet uitgesloten. Zichtbaarheid (fietsverlichting, fluorescerend vestje), gepast rijgedrag en bescherming (fietshelm) verkleinen het risico op een fietsongeval. Het bepalen van het vers- en drooggewicht van de ingezamelde bladeren in het ecolab is niet gevaarlijk aangezien er geen gevaarlijke stoffen aanwezig waren maar neemt veel tijd in beslag waardoor de kans op oververmoeidheid groot is. Op regelmatige basis pauze nemen, verkleint de kans op oververmoeidheid. Het bepalen van de bladoppervlakte en de gegevensverwerking gebeurt via bureauwerk. Werken achter een computerscherm kan naast duizeligheid, hoofdpijn en vermoeide ogen ook rugklachten veroorzaken. Ook hier is het nemen van pauzes op regelmatige basis en een goede zithouding belangrijk om deze symptomen te voorkomen.

B. Tabellen en Figuren

Bijlage 1: Stratenselectie karakteristiekenonderzoek

Oude stadskern (n=1)	Binnenrand (n =16)	Buitenrand (n=16)
Parijsstraat	Pieter Coutereelstraat	Henricus Wittebolstraat
	t'Torentje	Watermolenstraat
	Penitentienstraat	Achtienapillaan
	Brouwerstraat	Lindensestraat
	Muurkruidstraat	Pleinstraat
	Hogestraat	Vlietstraat
	Paul Delvauxwijk	Boulevardstraat
	Kapucijnenvoer	Willemcoosemansstraat
	Schapenstraat	Patroonschapsstraat
	Paul Iebrunstraat	Heuvelstraat
	De Bayostraat	Pasteelsblokweg
	Burgemeesterstraat	Jan Davidstraat
	Lepelstraat	Kortrijksestraat
	Mechelsestraat	Kerkstraat
	Wijnpersstraat	Groenveldstraat
	Diestsevest	St. Jansbergsesteenweg

Bijlage 2: Inventarisatieformulier

Algemene Info					
Datum:					
Uur:					
Straat:					
Huisnummer:					
Deelgemeente:					
Stadsdeel:					
Type Gevelbegroening:					
Soorten					
Soort 1					
Soort 2					
Soort 3					
Soort ...					
Plot 1		Plot2		Plot 3	
Bedekking (%)		Bedekking (%)		Bedekking (%)	
Dikte (cm)	1. 2. 3.	Dikte (cm)	1. 2. 3.	Dikte (cm)	1. 2. 3.
# Bladeren		# Bladeren		# Bladeren	
Afknippen 5 bladeren	☐	Afknippen 5 bladeren	☐	Afknippen 5 bladeren	☐
Foto	☐	Foto	☐	Foto	☐
Afmetingen klimplant					
Hoogte bladrijke stengel (m)					
Zone A		Zone B		Zone C	
Hoogte (m)	1. 2. 3. 4. 5.	Hoogte (m)	1. 2. 3. 4. 5.	Hoogte (m)	1. 2. 3. 4. 5.
Breedte (m)		Breedte (m)		Breedte (m)	
Dikte (cm)		Dikte (cm)		Dikte (cm)	
Orïentatie bladeren (°)		Orïentatie bladeren (°)		Orïentatie bladeren (°)	
Foto op 5m afstand	☐				
Foto op ...m afstand	☐				
Schets	☐				

<i>Klimhulp</i>		<i>Gevel</i>		<i>Omgeving</i>	
Aanwezig	JA /NEE	Afmetingen		Breedte voetpad (m)	
		Hoogte (m)			
Materiaal		Hoogte (zadeld) (m)		<u>Zonder tegeltuin</u>	
Hout		Breedte (m)		Grondniveau	
Metaal		H-deur(m)		Op 1,50 m hoogte	
Kunststof		B-deur(m)			
		H-Raam (m)		<u>Met tegeltuin</u>	
Vorm		B-Raam		Grondniveau	
<u>Rasters</u>	JA/NEE			Op 1,50 m hoogte	
Vierkant		Bedekking			
Rechthoekig		H-bedek-deur(m)		Aard van gebouw	
Ruitvormig		B-bedek-deur(m)		Gezinswoning	
		H-bedek-Raam (m)		Winkel	
<u>Draden</u>	JA/NEE	B-bedek-Raam (m)		School	
Horizontaal				Flatgebouw (> 1 verd)	
Verticaal		Oriëntatie (°)		Flatgebouw (> 5 verd)	
				Andere	
Afstand tot muur (cm)					
Commentaar					

Bijlage 3: Relaties tussen verse en droge bladeren

Na het inzamelen werd onmiddellijk de bladoppervlakte van de verse bladeren (analoog aan de methode voor gedroogde bladeren) gemeten en werd ook het versgewicht van de bladeren bepaald met behulp van de weegbalans in het labo. Na deze meting werden de bladeren overeenkomstig met Cornelissen et al. (2003) gedurende ongeveer 6u gedroogd in een droogoven bij 105°C waarna het drooggewicht werd bepaald. Vervolgens werd de gemiddelde daling in bladgewicht na het droogproces (versgewicht/drooggewicht) (DG_{gemid}) bepaald en het gemiddelde watergehalte per soort of groep (drooggewicht/versgewicht) (%).

De verschillende klimplantsoorten opgedeeld in verschillende groepen, de gemiddelde daling in bladgewicht na droogproces (versgewicht/drooggewicht) (DG_{gemid}), de standaarddeviatie (SD), en het gemiddelde watergehalte per soort of groep (%).

Soort	DG _{gemid}	Watergehalte (%)	Soort	DG _{gemid}	Watergehalte (%)
Alle soorten	2,8	35,7	<i>Jasminum nudiflorum</i>	2,14	46,7
Altijdgroen	2,66	37,6	<i>Lonicera henryi</i>	2,94	34,0
Bladverliezende soorten	2,84	35,2	<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	4,02	24,9
<i>Akebia quinata</i>	2,16	46,3	<i>Parthenocissus tricuspidata</i>	5,13	19,5
<i>Campsis radicans</i> 'Flamenco'	1,14	87,7	<i>Passiflora caerulea</i>	3,22	31,1
<i>Clematis</i> spp.	4,86	20,6	<i>Rosa</i> spp.	1,56	64,1
<i>Clematis armandii</i>	1,81	55,2	<i>Vitis vinifera</i>	1,83	54,6
<i>Clematis tangutica</i>	1,38	72,5	<i>Wisteria sinensis</i>	2,11	47,4
<i>Clematis vitalba</i>	2,48	40,3	<i>Lonicera</i> cf. <i>japonica</i>	3,19	31,3
<i>Hedera helix</i>	3,23	31,0	<i>Lonicera</i> cf. <i>x heckrottii</i>	3,01	33,2
<i>Hydrangea anomala</i> ssp. <i>petiolaris</i>	3,59	27,9	<i>Actinidia arguta</i>	3,17	31,5

Bijlage 4: Gemiddelde aantal klimplanten en soorten per gevel (n=62)

	n	Gemiddelde	SD
Aantal klimplanten per gevel	61	1,16	0,42
Aantal soorten per gevel	61	1,12	0,38

ECOLOGIE, EVOLUTIE EN BIODIVERSITEITSBEHOUD
Charles Deberiotstraat 32 - bus 2439
3000 LEUVEN, BELGIË
tel. + 32 16 32 39 66
fax + 32 16 32 45 75
<http://bio.kuleuven.be/eeb>

