

# **TOEPASSING VAN DRONES VOOR HET BESTUDEREN VAN ECOLOGISCHE PROCESSEN VAN GEMENGDE BOSECOSYSTEMEN**

Jacob De Rauw

Studentennummer: 01704437

Promotoren: Prof. Dr. ir. Wouter Maes  
Prof. Dr. ir. Kris Verheyen

Tutor: Dr. ir. Haben Blondeel

Masterproef voorgelegd voor het behalen van de graad master in de  
Bio-ingenieurswetenschappen.

Academiejaar: 2021 - 2022



De auteur en promotor geven de toelating deze scriptie voor consultatie beschikbaar te stellen en delen ervan te kopiëren voor persoonlijk gebruik. Elk ander gebruik valt onder de beperkingen van het auteursrecht, in het bijzonder met betrekking tot de verplichting uitdrukkelijk de bron te vermelden bij het aanhalen van resultaten uit deze scriptie.

The author and promoter give the permission to use this thesis for consultation and to copy parts of it for personal use. Every other use is subject to the copyright laws, more specifically the source must be extensively specified when using results from this thesis.

Gent, 10 juni 2022

The promoters,


.....  
Prof. Dr. ir. Wouter Maes  
Prof. Dr. ir. Kris Verheyen

The author,



.....  
Jacob De Rauw





# Dankwoord

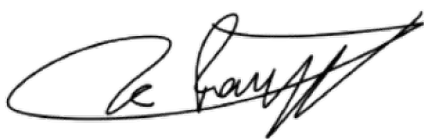
Zonder de hulp van een aantal mensen die mij de nodige feedback, hulp en motivatie bezorgden, had ik deze thesis nooit tot een goed einde gebracht. Het zijn deze mensen die ik hier kort eens wil bedanken.

Eerst en vooral wil ik mijn promotor professor Wouter Maes bedanken. Hij stond steeds klaar om mijn vele en soms lastige vragen te beantwoorden. In de zomervakantie hebben we ook enkele dagen samen doorgebracht op het veld. Ik kijk hierop terug als zeer leerrijke maar ook fijne dagen. Ik wil ook zeker mijn collega-student Todi Daelman niet vergeten, die deel was van het team. Ook dank aan Louis Daniels die naast professor Maes altijd een snel antwoord had op mijn vragen over de beeldverwerking.

Daarnaast wil ik mijn promotor professor Kris Verheyen en tutor Haben Blondeel van de vakgroep ForNaLab bedanken. Ze hebben gedurende het hele jaar gedetailleerde en duidelijke feedback gegeven. Haben wil ik in het bijzonder bedanken voor alle hulp bij de statistische verwerking van de resultaten.

Verder wil ik mijn ouders en enkele vrienden bedanken. Zo hebben mijn ouders een bijdrage geleverd bij het nalezen van mijn thesis. De steun van mijn ouders, en zeker ook mijn grootouders, was er echter niet enkel in het laatste jaar maar over mijn volledige studentenperiode. Tomas en vooral David wil ik bedanken voor het beantwoorden van al mijn vragen omtrent LaTeX.

Om af te sluiten verdient er nog één iemand in bijzonder een extra woordje dank. Enkele maanden geleden is mijn grootmoeder overleden. Ik ben er zeker van dat ze trots is op alles wat ik al bereikt heb en zal bereiken in de toekomst. Bedankt Moemoe om me de afgelopen 23 jaar te steunen in alles wat ik deed.



Jacob De Rauw, 10 juni 2022



# Inhoudsopgave

<b>Dankwoord</b>	<b>i</b>
<b>Inhoudsopgave</b>	<b>iv</b>
<b>Abstract</b>	<b>v</b>
<b>Engelstalig abstract</b>	<b>vii</b>
<b>Lijst met afkortingen</b>	<b>ix</b>
<b>Inleiding</b>	<b>xi</b>
<b>1 Literatuurstudie</b>	<b>1</b>
1.1 Drones en remote sensing in het ecologisch onderzoek	1
1.1.1 Remote sensing	1
1.1.2 Remote sensing met drones	2
1.1.3 Verzamelen van spectrale data met remote sensing	4
1.1.3.1 Multi- en hyperspectrale beeldvorming	4
1.1.3.2 Thermale beeldvorming	6
1.2 Relaties tussen biodiversiteit en ecosysteemfunctioneren	6
1.2.1 Biodiversiteit	6
1.2.1.1 Belang van biodiversiteit	7
1.2.1.2 Stuurfactoren verlies van biodiversiteit	8
1.2.1.3 Biodiversiteit in bossen	8
1.2.2 Ecosysteemfunctioneren	9
1.2.2.1 Ecosysteemeigenschappen, -diensten, en -goederen in bosccosystemen	9
1.2.2.2 Functional traits	10
1.2.3 Effecten van biodiversiteit op ecosysteemfunctioneren	11
1.2.3.1 Complementariteitseffect	12
1.2.3.2 Selectie-effect	12
1.2.3.3 Netto biodiversiteitseffect	13
1.3 Onderzoek naar ecosysteemfunctioneren met remote sensing	13
1.3.1 Leaf area index (LAI)	15
1.3.2 Bladchlorofyl -en bladstikstofgehalte	16
1.3.3 Fraction of absorbed photosynthetically active radiation (FAPAR)	19
1.3.4 Stomatale geleidbaarheid	20
1.3.5 Specific leaf area (SLA)	21
1.3.6 Kroonstructuur	22

<b>2</b>	<b>Materiaal en methode</b>	<b>23</b>
2.1	Beschrijving FORBIO-experiment . . . . .	23
2.2	Veldwerk . . . . .	25
2.2.1	Vluchten . . . . .	25
2.2.2	UAV en camera's . . . . .	25
2.2.3	<i>Ground control points</i> . . . . .	27
2.2.4	Referentiemetingen op grondniveau . . . . .	28
2.3	Beeldverwerking . . . . .	28
2.3.1	Multispectrale beelden . . . . .	28
2.3.2	Thermale beelden . . . . .	30
2.4	GIS-verwerking . . . . .	34
2.5	Statistische verwerking . . . . .	38
<b>3</b>	<b>Resultaten</b>	<b>41</b>
3.1	Effecten van schaduw op vegetatie-indices . . . . .	41
3.2	Verband tussen index-waardes en soortenrijkdom . . . . .	45
3.2.1	LAI . . . . .	46
3.2.2	Chlorofylgehalte . . . . .	50
3.2.3	FAPAR . . . . .	55
3.2.4	Stomatale geleidbaarheid . . . . .	57
3.3	Vergelijking twee tijdstippen . . . . .	59
<b>4</b>	<b>Discussie</b>	<b>61</b>
4.1	Effecten van schaduw op vegetatie-indices . . . . .	61
4.2	Correlatie tussen index-waardes en soortenrijkdom . . . . .	63
4.3	Vergelijking twee tijdsstippen . . . . .	68
4.4	Verder onderzoek . . . . .	70
<b>5</b>	<b>Conclusie</b>	<b>73</b>
	<b>Bibliografie</b>	<b>75</b>
	<b>Bijlage A Literatuurstudie</b>	<b>89</b>
	<b>Bijlage B Materiaal en methode</b>	<b>91</b>
	<b>Bijlage C Resultaten</b>	<b>93</b>

# Abstract

Het functioneel biodiversiteitsonderzoek op boscosecosystemen wint de laatste jaren aan belang. Er werden de laatste decennia dan ook verschillende experimenten opgesteld om de relatie tussen boomsoortendiversiteit en ecosysteemfunctioneren te onderzoeken. Het FORBIO-experiment, waarvan deze thesis deel uitmaakt, is zo een biodiversiteitsexperiment op drie verschillende locaties in België. In dit experiment werden de bomen aangeplant in plots die variëren in soortendiversiteit. In deze thesis werd er gefocust op het inzetten van remote sensing met een UAV om effecten van boomsoortendiversiteit op het ecosysteemfunctioneren met remote sensing te onderzoeken. Via multispectrale en thermale camera's, die bevestigd waren op een *unmanned aerial vehicle* (UAV), werden er vegetatie-indices berekend. Op basis van acht vegetatie-indices (NDVI, green NDVI, kNDVI, EVI, NDRE,  $CI_{RedEdge}$ ,  $NIR_v$  en CWSI) werd er een inschatting gemaakt van vier *leaf functional traits*: *leaf area index* (LAI), chlorofylgehalte, *fraction of absorbed photosynthetically active radiation* (FAPAR) en stomatale geleidbaarheid. Er werden voor elke plot en per index twee variabelen berekend: de mediaan en de *coefficient of variation* (CV). Gebaseerd op de LAI-indicatoren (NDVI, green NDVI, kNDVI en EVI) kon er worden geconcludeerd dat de LAI niet significant stijgt of daalt voor plots met meer soorten in vergelijking met monoculturen. Op basis van de twee chlorofyl-indicatoren (NDRE en  $CI_{RedEdge}$ ) kon er worden vastgesteld dat de soortenrijkdom wel degelijk een significante invloed heeft op chlorofylgehalte. Bij een hoger aantal soorten is er een licht hoger chlorofylgehalte. Ten derde is er de *leaf functional trait* FAPAR met de bijhorende index  $NIR_v$ . Enkel voor de variabele CV was er een licht positieve trend. Dit betekent dat er binnen een plot met meerdere soorten een hogere variabiliteit is dan bij monoculturen. De vierde en laatste *leaf functional trait* is de stomatale geleidbaarheid met als index CWSI. Zowel de resultaten van de variabele mediaan als de variabele CV leverden weinig significante verschillen op. Enkel voor de mediaan is er een licht dalende trend merkbaar, dit kan een eerste indicatie geven van het feit dat composities meer transpireren dan monoculturen. Er is echter wel een ander biodiversiteitseffect dat voor alle indices en voor de meeste metingen wel duidelijk geldt. De variatie in de mediaan neemt namelijk sterk af naarmate er meer soorten zijn in een plot. Dit betekent dat composities een betere controle uitoefenen op een ecosysteem.



# Engelstalig abstract

Functional biodiversity research on forest ecosystems has been gaining importance. Accordingly, several experiments have been established to investigate the relationship between tree species diversity and ecosystem functioning. The FORBIO-experiment, of which this thesis is a part, is such a biodiversity experiment at three different locations in Belgium. In this experiment, trees were planted in plots varying in species diversity. This thesis focused on the use of remote sensing with a UAV to examine effects of tree species diversity on ecosystem functioning with remote sensing. Via multispectral and thermal cameras, which were mounted on a UAV, multiple vegetation indices were calculated. On the basis of eight vegetation indices (NDVI, green NDVI, kNDVI, EVI, NDRE,  $CI_{RedEdge}$ ,  $NIR_v$  and CWSI) an estimation of four leaf functional traits were estimated: leaf area index (LAI), chlorophyll content, fraction of absorbed photosynthetically active radiation (FAPAR) and stomatal conductivity. Per index, two variables were calculated: the median and the covariance of variation (CV). Based on the LAI-indicators (NDVI, green NDVI, kNDVI and EVI), it could be concluded that the LAI does not increase or decrease significantly for plots with more species compared to monocultures. Based on the two chlorophyll-indicators (NDRE and  $CI_{RedEdge}$ ) it could be determined that species richness does have a significant influence on chlorophyll content. A higher number of species results in a slightly higher chlorophyll content. Thirdly, there is the leaf functional trait FAPAR with the associated index  $NIR_v$ . A slightly positive trend can be noticed only for the variable CV. This means that within a plot with multiple species there is a higher variability than in monocultures. The fourth and last leaf functional trait is the stomatal conductance with index CWSI. Both the results for the variable median and the variable CV showed few significant differences. Only for the median there is a slight indication of the fact that the transpiration of compositions can be higher than monocultures. However generally, there is another biodiversity effect evident for all indices that applies for most measurements. The variation in all the index medians decreases significantly as there are more species per plot. This means that compositions exert a better control on an ecosystem.





# Lijst met afkortingen

<b>RS</b>	Remote Sensing
<b>LiDAR</b>	Light Detection And Ranging
<b>RADAR</b>	RAdio Detection And Ranging
<b>GSD</b>	Ground Sampling Distance
<b>UAS</b>	Unmanned Aerial System
<b>UAV</b>	Unmanned Aerial Vehicle
<b>HSI</b>	HyperSpectral Imaging
<b>MSI</b>	MultiSpectral Imaging
<b>SLA</b>	Specific Leaf Area
<b>WLES</b>	Worldwide Leaf Economic Spectrum
<b>VI</b>	Vegetation Index
<b>LAI</b>	Leaf Area Index
<b>NDVI</b>	Normalized Difference Vegetation Index
<b>kNDVI</b>	Kernel Normalized Difference Vegetation Index
<b>GNDVI</b>	Green Normalized Difference Vegetation Index
<b>EVI</b>	Enhanced Vegetation Index
<b>NIR</b>	Near InfraRed
<b>LCC</b>	Leaf Chlorophyll Content
<b>MCARI</b>	Modified Chlorophyll Absorption Ratio Index
<b>TCARI</b>	Transformed Chlorophyll Absorption in Reflectance Index
<b>OSAVI</b>	Optimized Soil Adjusted Vegetation Index
<b>CI<sub>RedEdge</sub></b>	Chlorophyll Index Red Edge
<b>NDRE</b>	Normalized Difference Red Edge index

<b>MTVI2</b>	Second Modified Triangular Vegetation Index
<b>DCNI</b>	Double-peak Canopy Nitrogen Index
<b>FAPAR</b>	Fraction of Absorbed Photosynthetically Active Radiation
<b>PAR</b>	Photosynthetically Active Radiation
<b>APAR</b>	Absorbed Photosynthetically Active Radiation
<b>GCOS</b>	Global Climate Observing System
<b>NIR<sub>v</sub></b>	Near Infrared Reflectance index
<b>GPP</b>	Gross Primary Production
<b>CWSI</b>	Crop Water Stress Index
<b>SR</b>	Simple Ratio
<b>FORBIO</b>	FORest BIODiversity
<b>GCP</b>	Ground Control Point
<b>DEM</b>	Digital Elevation Model
<b>GIS</b>	Geographic Information System
<b>CV</b>	Coefficient of Variation

# Inleiding

Het verlies aan biodiversiteit als gevolg van menselijke activiteiten zit in een de-sastreuze versnelling. De mensheid wordt geconfronteerd met het grootste verlies aan biodiversiteit in de menselijke geschiedenis, een verlies dat ook wel de 'zesde massa-extinctie' wordt genoemd (Cavender-Bares et al., 2020). Biodiversiteitsverlies beïnvloedt alle ecosystemen op deze planeet.

Bossen behoren tot de meest complexe ecosystemen op aarde. Bosccosystemen voorzien de samenleving van een breed scala aan diensten, gaande van het leveren van hout en energie tot het reguleren van klimaat en waterstromen. Daarnaast kunnen bossen dienen als recreatieruimte en hebben ze ook een esthetische en spirituele waarde. Aangezien bosccosystemen een groot deel van de terrestrische biodiversiteit herbergen, worden deze ecosystemen sterk beïnvloed door het verlies aan biodiversiteit. Door menselijke tussenkomst zijn de omvang, structuur en samenstelling van bossen sterk veranderd. Er zijn niet alleen bossen verdwenen, maar veel van de bossen die vandaag nog bestaan, hebben een sterk vereenvoudigde structuur en compositie. De drastische veranderingen die bossen ondergaan, zullen indirect effecten hebben op de samenleving (Verheyen et al., 2013).

Door een stijgende wereldbevolking gecombineerd met een veranderend klimaat, zal de behoefte aan ecosystemen, die een breed scala aan diensten kunnen bieden en die een hoge weerstand hebben tegen verstoringen (bv. bossen), groeien (Verheyen et al., 2013). In de laatste decennia bevestigde functioneel biodiversiteitsonderzoek de hypothese dat meer biodiverse systemen het potentieel hebben om meer en betere diensten te leveren en daarnaast beter bestand te zijn tegen veranderende condities (Verheyen et al., 2013). De positieve correlatie tussen biodiversiteit en ecosysteemfunctioneren is te wijten aan twee mechanismes: het selectie-effect en het complementariteitseffect (Loreau and Hector, 2001). Het selectie-effect omvat het volgende principe: hoe meer soorten (dus hoe hoger de biodiversiteit), hoe groter de kans dat er soorten aanwezig zijn die beter functioneren dan andere soorten en dus dominant worden (Loreau and Hector, 2001; Hooper et al., 2005). Het complementariteitseffect duidt op het feit dat een hoge biodiversiteit leidt tot een toename van het functioneren van ecosystemen, dit door zowel niche differentiatie als faciliterende interacties (Hooper et al., 2005).

Een belangrijke bron van informatie om een beter inzicht te krijgen in functioneel biodiversiteitsonderzoek zijn *plant functional traits*. Ze worden gedefinieerd als alle morfologische, fysiologische en fenologische kenmerken van planten die de

algemene fitness van planten beïnvloeden door hun invloed op overleving, groei en voortplanting (Violle et al., 2007). Variaties in *plant functional traits* beïnvloeden de eigenschappen en dus ook het functioneren van ecosystemen, aangezien soorten reageren op en gefilterd worden door klimaat, verstoring en biotische interacties (Hooper et al., 2005; Liang and Wang, 2019; Brussel and Brewer, 2021).

Hoewel gegevens over *plant functional traits* relatief goed kunnen worden verkregen uit veldmetingen, zijn deze metingen beperkt tot een klein gebied, tot een bepaald moment in de tijd en alleen voor een bepaald aantal soorten. *Remote sensing* (RS) biedt mogelijkheden om veldmetingen aan te vullen of zelfs te vervangen (Homolova et al., 2013). Biodiversiteitsonderzoek met remote sensing maakt gebruik van lichtpatronen die geabsorbeerd, doorgelaten en gereflecteerd worden op verschillende golflengten door de vegetatie. Deze patronen onthullen de oppervlakte-eigenschappen van het blad en het bladerdak, de weefselchemie, anatomische structuren en morfologische kenmerken van de vegetatie. RS biedt dus op basis van het beoordelen van optische eigenschappen van planten diepgaande mogelijkheden voor het detecteren van *plant functional traits* (Cavender-Bares et al., 2020).

In het verleden is er vooral functioneel biodiversiteitsonderzoek gebeurd op gemeenschappen die experimenteel makkelijk te manipuleren zijn, zoals algen en graslanden. Ondanks het wereldwijde belang aan bosccosystemen, is de impact van biodiversiteit op het functioneren van bosccosystemen veel minder bestudeerd (Verheyen et al., 2013). Om die reden werd het TreeDivNet-experiment opgesteld. Dit experiment biedt een uniek platform voor onderzoek naar de relatie tussen de diversiteit van boomsoorten en het functioneren van ecosystemen in belangrijke bosccosystemen over de hele wereld (ForNaLab, Ghent University, b). Een deel van het TreeDivNet situeert zich in België en wordt het FORBIO-experiment genoemd. Deze thesis is deel van dit experiment en focust zich dus op het onderzoeken van de relatie tussen boomsoortdiversiteit en ecosysteemfunctioneren met remote sensing.

## HOOFDSTUK 1

# Literatuurstudie

## 1.1 Drones en remote sensing in het ecologisch onderzoek

### 1.1.1 Remote sensing

Deze sectie is gebaseerd op het boek *'Introduction to Remote Sensing'* van [Campbell and Wynne \(2011\)](#) tenzij anders aangegeven.

*Remote sensing*, vaak afgekort als RS en in het Nederlands aangeduid met de term teledetectie, is een techniek waarmee er informatie wordt gewonnen over een bepaald fenomeen of object zonder hiermee fysiek contact te maken. De informatie wordt afgeleid door middel van beelden, gebruikmakend van elektromagnetische straling in één of meer gebieden van het elektromagnetische spectrum, gereflecteerd of uitgezonden vanaf het aardoppervlak.

Remote sensing neemt doorgaans één van de volgende drie basisvormen aan, afhankelijk van de gedetecteerde straling. De eenvoudigste vorm omvat het detecteren van gereflecteerd zonlicht van het aardoppervlak. Deze vorm van RS gebruikt voornamelijk straling in de zichtbare en nabij-infrarode delen van het spectrum. Een tweede strategie voor RS is het registreren van, door het aardoppervlak uitgezonden, straling. Deze straling situeert zich in het ver-infrarode spectrum. Deze twee vormen van RS vertegenwoordigen passieve RS, omdat het sensoren gebruikt die ontworpen zijn om straling te detecteren die ofwel wordt gereflecteerd ofwel wordt uitgezonden door het aardoppervlak. Voorbeelden van passieve systemen waar in deze thesis op gefocust wordt zijn enerzijds multispectrale systemen en anderzijds thermale systemen (zie sectie [1.1.3](#)). De derde vorm representeert actieve RS. Hierbij zendt de sensor zelf straling uit en detecteert vervolgens de straling die gereflecteerd wordt door het aardoppervlak. Voorbeelden van actieve sensoren in de praktijk zijn LiDAR (Light Detection And Ranging ([Reutebuch et al., 2005](#))) en RADAR (Radio Detection And Ranging ([Marghany, 2019](#))).

Resolutie is een belangrijk aspect binnen RS. Resolutie kan worden gedefinieerd als de grens aan het niveau van detail dat uit een bepaald lucht- of satellietbeeld kan gehaald worden. Resolutie kan vier vormen aannemen: ruimtelijke resolutie, tem-

---

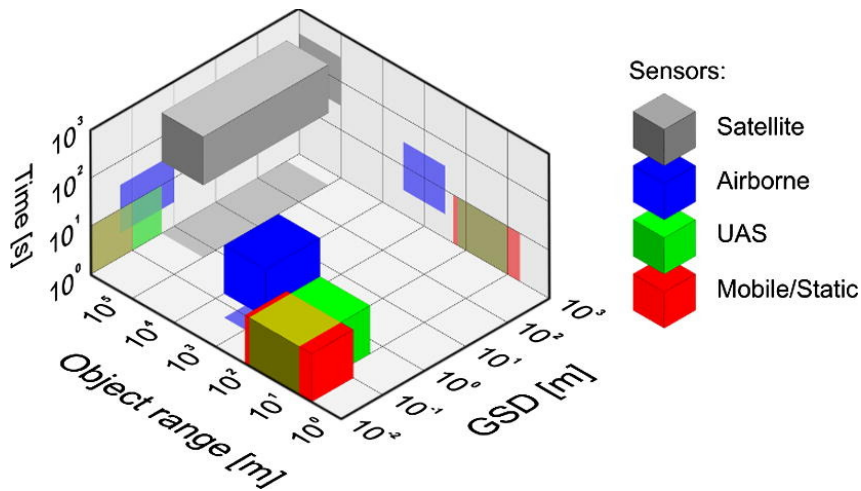
porele resolutie, radiometrische resolutie en spectrale resolutie. Ruimtelijke resolutie is intuïtief de meest voordehandliggende vorm van resolutie. Dit duidt namelijk op de fijnheid van het ruimtelijke detail in een afbeelding. Ruimtelijke resolutie is dus de capaciteit om kleine objecten op een beeld te identificeren. Temporele resolutie is een minstens even belangrijke resolutievorm. Dit wordt gedefinieerd als de hoeveelheid tijd die nodig is om gegevens over exact dezelfde locatie te verkrijgen (Théau, 2008). De temporele resolutie is hoog wanneer de tijdsintervallen tussen het verkrijgen van informatie over een bepaalde locatie kort zijn. Radiometrische resolutie kan worden gedefinieerd als het vermogen van een RS-systeem om vele niveaus van helderheid te onderscheiden van elkaar. Bij een lage radiometrische resolutie detecteert het systeem slechts enkele helderheidsniveaus op een beeld, terwijl bij een hoge radiometrische resolutie het systeem veel meer helderheidsniveaus detecteert. Ten slotte is er ook nog spectrale resolutie. Spectrale resolutie geeft het vermogen weer van een sensor om fijne golflengte-intervallen te definiëren. Zo zijn er systemen voorhanden die beelden genereren die samengesteld zijn uit 200 of meer nauw gedefinieerde spectrale gebieden. Dit worden hyperspectrale systemen genoemd. Dit in tegenstelling tot multispectrale systemen, die spectrale informatie in slechts een paar brede spectrale regio's overbrengen. De fundamentele verschillen tussen deze twee systemen worden verder in detail uitgewerkt in sectie 1.1.3.1.

RS wordt gebruikt in een groot aantal uiteenlopende disciplines, waaronder de meeste aardwetenschappen, de landbouw en militaire, commerciële en economische toepassingen (OmniSci, 2021). In deze thesis ligt de nadruk echter vooral op het monitoren van biologische verschijnselen door gebruik te maken van RS met behulp van drones.

### 1.1.2 Remote sensing met drones

RS-systemen kunnen op verschillende platformen worden geplaatst. Welk type platform er gebruikt wordt, speelt een belangrijke rol in hoe gedetailleerd het systeem een objectgebied kan waarnemen. Er kunnen vier types worden onderscheiden: een satellietplatform, een *unmanned aerial system* (UAS) platform, een mobiel platform en een statisch platform (Toth and Józków, 2016). Een vergelijking tussen de vier types is te zien in Figuur 1.1. De vergelijking wordt weergegeven op basis van drie parameters: de ruimtelijke resolutie (uitgedrukt in GSD, *Ground Sampling Distance*), data-acquisitiefrequentie en het objectbereik (de gemiddelde afstand tussen de sensor en het waargenomen objectgebied) (Toth and Józków, 2016). Een UAS platform is het meest van belang in deze thesis en zal hieronder meer in detail besproken worden.

Een *Unmanned Aerial Vehicle* (UAV), algemeen gekend als 'drone', past binnen het systeem van een UAS. Naast de UAV omvat de UAS nog een aantal subsystemen,



Figuur 1.1: Vergelijking tussen verschillende platformen (Toth and Józków, 2016).

waaronder het luchtvaartuig zelf, de ladingen, het controlestation, het lancerings-subsysteem en indien van toepassing herstelsystemen, ondersteuningssystemen, communicatiesystemen, transportsystemen, enz. (Austin, 2011). Een UAV is dus meer dan een vliegtuig waarvan de bemanning is verwijderd en vervangen is door een computer en een radioverbinding (Austin, 2011).

De eerste UAV's werden ontwikkeld in het begin van de vorige eeuw maar het was vooral na de jaren 50 dat de ontwikkeling zich doorzette. Tijdens deze periode lag de toepassing van UAV's voornamelijk op militair gebied. Het is pas sinds de laatste tien jaar dat er een groeiende interesse is in andere toepassingsgebieden. Voorbeelden zijn landbouw, bosbouw, natuurbeheer, civiele toepassingen, verkeersmonitoring, natuuronderzoek, enz. (Banu et al., 2016).

Op basis van opstijgings- en landingstechnieken zijn er twee belangrijke types UAV's te onderscheiden met elk hun specifieke voor- en nadelen. Enerzijds zijn er *fixed-wing* UAV's. Dit zijn UAV's die horizontaal landen en opstijgen. Anderzijds bestaan er ook *rotorcrafts* of *rotary-wing* UAV's, deze kunnen verticaal landen en opstijgen. Elk type UAV heeft zijn eigen mogelijkheden. Zo presteren *fixed-wing* UAV's verschillend op het gebied van stabiliteit en bereik ten opzichte van *rotary-wing* UAV's. Wanneer het onderzoeksgebied groot is, zijn *fixed-wing* UAV's meer geschikt, terwijl met *rotary-wing* UAV's een grotere verscheidenheid van sensoren kan worden gebruikt, en ook zeer hoge resolutie data (<cm) kan worden bekomen. Een ander voordeel van *fixed-wing* UAV's is het feit dat er weinig ervaring vereist is om ze te bedienen. Een nadeel is wel dat dit type UAV een landings- en opstijgbaan vergt (Tang and Shao, 2015). Het is dus duidelijk dat de keuze voor welk type UAV afhankelijk is van verschillende factoren. Zo moeten er afwegingen gemaakt worden omtrent stabiliteit, bereik, sensoren, resolutie en ruimtegebruik.

UAV's zijn uiterst geschikt om in te zetten voor remote sensing. UAV's beschikken over vele voordelen die andere RS-platformen niet hebben. Dit betekent niet dat

---

andere platformen in elke situatie ondergeschikt zijn aan UAV's. Het is belangrijk om de juiste afweging te maken in welke situaties UAV's de beste keuze zijn. Een belangrijk voordeel van RS met een UAV is het feit dat er een hoge ruimtelijke, spectrale en temporele resolutie kan bereikt worden (Banu et al., 2016; Sun et al., 2021). Er kan een resolutie bereikt worden tot op enkele centimeters (Sun et al., 2021). Dit komt doordat UAV's vrij stabiel en op een lage hoogte vliegen (Sun et al., 2021; Tang and Shao, 2015). Een tweede voordeel van UAV's is dat ze modulair zijn. Dit betekent dat er verschillende types sensoren geplaatst kunnen worden op de UAV naargelang de gewenste toepassing (Tang and Shao, 2015). Daarnaast laten UAV's ook een zeer flexibel gebruik toe, zowel in ruimte als tijd (Tang and Shao, 2015; Sun et al., 2021; Banu et al., 2016). Zo vergen, zoals eerder vermeld, sommige type UAV's een zeer kleine ruimte om te landen en op te stijgen, wat vele voordelen heeft bij onderzoek in complexe gebieden. Ook flexibiliteit in tijd is een belangrijk aspect van UAV's. Dit heeft als voordeel dat een UAV kan gebruikt worden op elk gewenst tijdstip afhankelijk van het te onderzoeken object. Logischerwijs hebben UAV's ook enkele nadelen ten opzichte van andere RS-platformen. Ten eerste moeten UAV's het afleggen tegen satellieten en bemande vliegtuigen wanneer het neerkomt op het bestrijken van grote gebieden op een relatief korte tijdspanne. Maar er kan echter nooit dezelfde ruimtelijke resolutie behaald worden in vergelijking met UAV's. Dit in tegenstelling tot RS op grondniveau, waar er wel een hoge ruimtelijke resolutie wordt behaald maar het onmogelijk is om een beeld te verkrijgen over een groot gebied (Sun et al., 2021). RS met UAV's vormt dus een goede aanvulling op grondobservaties en gegevens die zijn verzameld via teledetectieplatformen zoals vliegtuigen en satellieten (Sun et al., 2021).

### **1.1.3 Verzamelen van spectrale data met remote sensing**

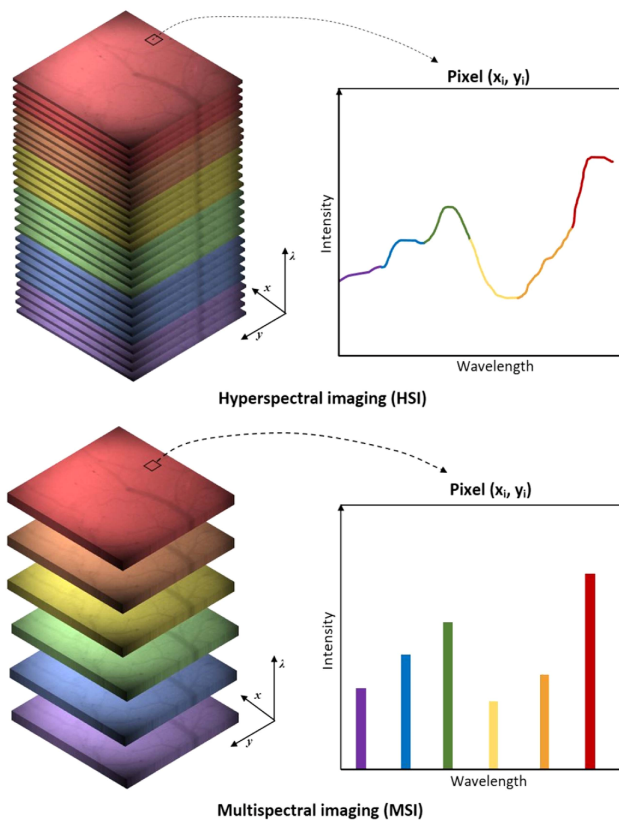
Zoals vermeld in sectie 1.1, zijn er verschillende types sensoren voorhanden die geplaatst kunnen worden op een UAV. Het type sensor bepaalt welke informatie verworven wordt. In deze thesis ligt de focus op multispectrale, hyperspectrale en thermale sensoren.

#### **1.1.3.1 Multi- en hyperspectrale beeldvorming**

Hyperspectrale en multispectrale beeldvorming, vaak afgekort als HSI (*hyperspectral imaging*) en MSI (*multispectral imaging*), zijn twee vergelijkbare technologieën maar vertegenwoordigen twee verschillende beeldvormingsmethoden (Edmund Optics, 2021). De grens tussen HSI en MSI is niet altijd duidelijk afgebakend waardoor deze twee optische beeldvormingsmethodes elkaar soms overlappen in de literatuur (Giannoni et al., 2018). Zo beweert Hillman (2007) dat HSI de meting is van twee of meer golflengten, terwijl andere studies beweren dat er meer dan honderd



spectrale banden moeten zijn om te spreken van HSI (Gao and Smith, 2015; Varshney et al., 2004; Chang, 2003; Calin et al., 2014). Het is dus duidelijk dat een belangrijk verschil tussen HSI en MSI het aantal spectrale banden is (Adão et al., 2017). Naast het aantal spectrale banden kan er ook een onderscheid gemaakt worden op basis van de spectrale bemonstering en resolutie. Terwijl MSI zich richt op discrete en relatief uit elkaar geplaatste golflengtebanden in de orde van tientallen nanometers (Edmund Optics, 2021), maakt HSI voornamelijk gebruik van zeer smalle (5-20 nm) en aangrenzende spectrale banden over een continu spectraal bereik (zie Figuur 1.2). Zo wordt het volledige spectrum van elke pixel gereconstrueerd (Giannoni et al., 2018). De hoge spectrale resolutie van HSI maakt het mogelijk om een zeer gedetailleerd beeld te krijgen van de spectrale samenstelling van elke pixel. MSI daarentegen richt zich op grotere intervallen binnen het elektromagnetisch spectrum, waardoor niet hetzelfde detailniveau kan worden bereikt. HSI dekt dus spectrale details die onopgemerkt zouden kunnen blijven in multispectrale gegevens (Adão et al., 2017).



Figuur 1.2: Vergelijking tussen hyperspectrale (bovenste figuur) en multispectrale (onderste figuur) beeldvorming. De bovenste afbeelding toont de opbouw van de hyperkubus. Dit is een kubus die opgebouwd is uit een groot aantal aaneengesloten spectrale banden voor het volledig beeld. Per pixel ( $x_i, y_i$ ) kan er een gedetailleerd beeld worden gegeven van het compleet spectrum. Er is een duidelijk verschil met de onderste figuur, waar er enkel gekeken wordt naar discrete en discontinue delen van het spectrale bereik. (Giannoni et al., 2018).

---

### 1.1.3.2 Thermale beeldvorming

Thermale beeldvormingssytemen laten toe om straling uit het verre infrarode spectrum in beeld te brengen (8-12  $\mu\text{m}$ ). Dit gebeurt door langgolvlige straling, at van nature wordt uitgestraald door voorwerpen, zichtbaar te maken (Lloyd, 2013). Het grote verschil met HSI en MSI is het feit dat thermale beeldvorming de uitgezonden straling van het oppervlak van het doelobject meet, terwijl HSI en MSI de gereflecteerde straling van het betreffende doelobject registreert (Sabins Jr, 1986). Thermale beeldvorming is gebaseerd op het feit dat alle objecten die een temperatuur hebben boven het absolute nulpunt (0 K of -273.15 °C), straling uitzendt in het infrarode bereik van het elektromagnetisch spectrum (Lloyd, 2013). In terrestrische RS varieert het thermale golflengtegebied tussen 3 en 35  $\mu\text{m}$ . Dit wordt verklaard door de wet van Stefan-Boltzmann, die stelt dat een object met een temperatuur rond 300K (hier het aardoppervlak) de meeste straling uitzendt in een golflengtegebied tussen 3 en 35  $\mu\text{m}$ , met een piek rond 10  $\mu\text{m}$  (Neupane, 2020). Een courant bereik in toepassingen is 8 - 12  $\mu\text{m}$ , omdat er hier weinig interferentie voorkomt met reflecterende zonnestraling terwijl de atmosfeer voldoende transparant is met een slecht beperkte atmosferische absorptie (Kant et al., 2009).

Een belangrijke toepassing van thermale beeldvorming is het opstellen van temperatuurskaarten. De intensiteit waarmee een object stralen uitzendt is functie van de temperatuur van het object. Hoe hoger de temperatuur van het object, hoe groter de intensiteit is van de infraroodstraling die wordt uitgezonden door dit object. Op basis van dit principe kan er via thermale RS temperatuursgegevens worden opgesteld van een object of gebied zonder hiermee in contact te komen (Vadivambal and Jayas, 2011). Wat er uit deze temperatuurskaarten kan worden afgeleid, wordt verder besproken in subsectie 1.3.4.

## 1.2 Relaties tussen biodiversiteit en ecosysteemfunctioneren

De term 'biodiversiteit ecosysteemfunctioneren', bestaat uit twee termen, enerzijds biodiversiteit en anderzijds ecosysteemfunctioneren. Zowel biodiversiteit als ecosysteemfunctioneren zijn veelgebruikte termen in de ecologie die vaak in de literatuur verschillende betekenissen aannemen. Het is dus relevant om kort te schetsen op wat deze brede termen duiden in functie van deze thesis.

### 1.2.1 Biodiversiteit

De term biodiversiteit is de bundeling van 'biologische diversiteit'. Het artikel van Purvis and Hector (2000) definieert biodiversiteit als de optelsom van alle biotische

variatie van het niveau van genen tot ecosystemen. [Gaston and Spicer \(2013\)](#) spreken over drie fundamentele bouwstenen van biodiversiteit: genetische diversiteit, diversiteit binnen organismen en ecologische diversiteit. Genetische diversiteit omvat de variëteit binnen componenten van de genetische codering die organismen structureert (nucleotiden, genen en chromosomen) en variatie in de genetische code tussen individuen binnen een populatie en tussen populaties. Diversiteit tussen organismen omvat de taxonomische hiërarchie en zijn componenten, van individuen tot soorten, geslachten en verder. Ecologische diversiteit omvat de schaal van ecologische verschillen van populaties, via niches en habitats, tot biomen. De uitdaging ligt echter in het feit dat biodiversiteit zeer moeilijk meetbaar is en onmogelijk uit te drukken is met één getal ([Purvis and Hector, 2000](#)). Biodiversiteit kan worden beschreven door een combinatie van aantal entiteiten (hoeveel genotypen, soorten of ecosystemen), de gelijkmatigheid van hun verspreiding, de verschillen in hun functionele kenmerken en hun interacties ([Hooper et al., 2005](#)).

Het laatste decennium wordt er meer en meer belang gehecht aan biodiversiteit omdat dit van cruciaal belang is voor het voortbestaan van de planeet en het welzijn van de mens. Om die reden worden er verschillende platformen opgericht die het belang van biodiversiteit in de verf zetten en het verlies aan biodiversiteit proberen aanpakken. Een belangrijk voorbeeld is het IPBES of 'Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services'. Het is een onafhankelijk orgaan tussen verschillende overheden van meer dan 130 landen. Het doel van IPBES is om de wetenschap en beleidsmakers dichterbij elkaar te brengen en zo een bijdrage te leveren aan het beschermen en duurzaam gebruik van biodiversiteit en ecosystemen ([Rietveld, 2019](#)). Zo lanceerde IPBES in 2019 ([IPBES, 2019](#)) een evaluatierapport over de staat van biodiversiteit. In dat rapport staat dat de mensheid wordt geconfronteerd met het grootste verlies aan biodiversiteit in de menselijke geschiedenis. Een gemiddelde van ongeveer 25 procent van de soorten in onderzochte dier- en plantengroepen worden bedreigd. Dit suggereert dat ongeveer 1 miljoen soorten al met uitsterven worden bedreigd, tenzij actie wordt ondernomen om de intensiteit van de oorzaken van biodiversiteitsverlies te reduceren. Zonder maatregelen zal het tempo waarin soorten uitsterven verder versnellen ([IPBES, 2019](#)). Het rapport is dan ook een oproep aan bedrijven en beleidsmakers om daadkrachtig op te treden tegen biodiversiteitsverlies en de problematiek die het met zich meebrengt ([WWF België, 2021](#)).

### **1.2.1.1 Belang van biodiversiteit**

Biodiversiteit is van onschatbare waarde. Naast het feit dat biodiversiteit zeer moeilijk meetbaar is, is de waarde ervan ook zeer moeilijk te bepalen. De waarde van biodiversiteit kan opgedeeld worden in een vijftal categorieën: *direct use value*, *ecological function value*, *option value*, *existence value* en *bequest value* ([Edwards](#)

---

and Abivardi, 1998) . Met *direct use value* wordt het gebruik van producten die de natuur kan leveren, bedoeld. Voorbeelden zijn hout, voedsel, chemisch-organische producten, medicijnen, enz. (Alho, 2008). Daarnaast behoort ook het belang van biodiversiteit voor recreatie en toerisme tot deze categorie. Vervolgens is er *ecological function value*, voor deze thesis de meest relevante categorie. De ecologische waarde van biodiversiteit omvat het feit dat biodiversiteit een fundamentele rol speelt in het onderhouden van ecologische processen (Alho, 2008). Dit wordt meer in detail besproken in sectie 1.2.3. De derde categorie is *option value*. Deze groep beschouwt het mogelijke gebruik van een bron van biodiversiteit in de toekomst (Edwards and Abivardi, 1998). Een voorbeeld van een *option value* omvat bijvoorbeeld het potentieel belang van planten als bron van chemische stoffen. De laatste twee categorieën kunnen samengebracht worden onder de term *non-use values*. *Existence value* is de waarde die biodiversiteit heeft voor degenen die gemotiveerd zijn door sympathie voor de natuurlijke omgeving en het loutere bestaan van bepaalde soorten (Edwards and Abivardi, 1998; Gaston and Spicer, 2013). Ten slotte omvat *bequest value* het voordeel voor een individu, dat weet dat anderen in de toekomst baat kunnen hebben bij een hulpmiddel (Edwards and Abivardi, 1998; Gaston and Spicer, 2013). Er kan geconcludeerd worden dat biodiversiteit belang heeft op zeer veel verschillende vlakken.

### **1.2.1.2 Stuurfactoren verlies van biodiversiteit**

De mensheid heeft er alle baat bij om biodiversiteit in stand te houden. Desondanks gaat door de invloed van de mens op ecosystemen de diversiteit van soorten in vele habitats over de hele wereld met rasse schreden achteruit (Tilman, 2000). Volgens het boek van Gaston and Spicer (2013) is de achteruitgang van biodiversiteit te wijten aan vier hoofdoorzaken: exploitatie, verlies en degradatie van leefgebieden, invasieve soorten en uitstervingscascades. Deze vier oorzaken worden ook '*the evil quartet*' genoemd (Diamond, 1984). Al deze oorzaken zijn volledig of deels te wijten aan menselijke activiteiten. Het is dus ook de taak van de mens om de achteruitgang van biodiversiteit aan te pakken.

### **1.2.1.3 Biodiversiteit in bossen**

Alle ecosystemen op deze planeet ondervinden invloed van menselijke activiteiten. Dit is niet anders voor boscystemen. Door de geschiedenis heen zijn bossen een belangrijke bron geweest van producten zoals hout, vlees, voedergewassen, geneeskrachtige planten en diensten zoals bodemvorming, bescherming van stroomgebieden en klimaatverbetering (McNeely, 1994). Om het gebruik van deze producten en diensten te optimaliseren, hebben mensen vaak geprobeerd om bepaalde kenmerken van bossen te verbeteren ten koste van andere. Het gebruik van

bosrijkdom heeft een diepgaande invloed gehad op de structuur en samenstelling van het boscysteem (McNeely, 1994).

McNeely (1994) komt tot vier hoofdconclusies over de geschiedenis van bossen en hun biodiversiteit. Ten eerste zijn mensen een dominante kracht geweest in de evolutie van hedendaagse bossen. Ten tweede heeft de impact van de mens een niveau bereikt waarop bossen zijn gedegradeerd, dit ten nadele van de overexploiterende samenleving. Ten derde kunnen sommige bossen zich na overexploitatie herstellen naar diverse en productieve systemen, terwijl andere permanent worden gewijzigd tot veel minder productieve en diverse systemen. De vierde conclusie stelt dat de beste aanpak voor het behoud van bossen en hun biodiversiteit, een verscheidenheid aan beheervormen is. Dit kan gaan van een strikte bescherming tot een intensief gebruik afhankelijk van het systeem.

### 1.2.2 Ecosysteemfunctioneren

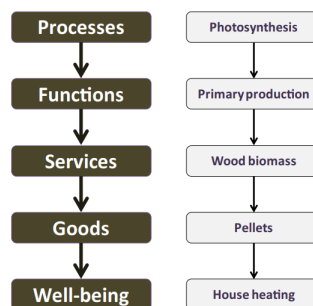
Naast biodiversiteit heeft ook de term 'ecosysteemfunctioneren' een heel brede definitie en wordt in de literatuur op verschillende manieren beschreven. Volgens Naeem et al. (1999) weerspiegelt de term 'ecosysteemfunctioneren' de collectieve levensactiviteiten van planten, dieren en micro-organismen (voeden, groeien, bewegen, uitscheiden afvalstoffen, enz.) en de effecten van deze activiteiten op de fysische en chemische condities van hun omgeving. Een functionerend ecosysteem is een ecosysteem dat biologische en chemische activiteiten vertoont die kenmerkend zijn voor dat type systeem (Naeem et al., 1999). De studie van Christensen et al. (1996) stelt dat ecosysteemfunctioneren drie aspecten kan omvatten: ecosysteemeigenschappen, ecosysteemgoederen en ecosystemendiensten. Brockerhoff et al. (2017) heeft het enkel over ecosysteemeigenschappen wanneer er wordt gesproken over ecosysteemfunctioneren. In deze thesis wordt er aangenomen dat ecosysteemfunctioneren zowel ecosysteemeigenschappen alsook ecosystemendiensten en ecosysteemgoederen omvat, daar deze drie aspecten sterk met elkaar gekoppeld zijn. Wat deze drie aspecten juist inhouden wordt in een volgend deel besproken, toegepast op boscystemen. Verder wordt er ook gekeken naar wat *functional traits* zijn en wat hun rol is met betrekking tot ecosysteemfunctioneren (Funk et al., 2017).

#### 1.2.2.1 Ecosysteemeigenschappen, -diensten, en -goederen in boscystemen

Ecosysteemeigenschappen omvatten de structuur en processen van ecosystemen en landschappen in hun ruimtelijke en temporele variabiliteit, die de basis vormen voor het bestaan van alle leven op Aarde (Bastian et al., 2012). In de studie van Brockerhoff et al. (2017) worden ecosysteemeigenschappen opgedeeld in enerzijds

ecosysteemprocessen en anderzijds ecosysteemfuncties. Hierbij worden ecosysteemprocessen gedefinieerd als complexe interacties tussen biotische en abiotische elementen van een ecosysteem die stromen van informatie (bv. prikkels), energie (bv. zonlicht) en materie (bv. nutriënten, gassen en water) ondersteunen (Brockerhoff et al., 2017; Ansink et al., 2008). De processen kunnen fysiologisch (bv. fotosynthese), biologisch (verspreiding) of evolutionair (bv. selectie of mutatie) zijn. Ecosysteemfuncties zijn de ecologische mechanismen die zorgen voor de integriteit of instandhouding van ecosystemen (Brockerhoff et al., 2017). Ecosysteemfuncties ontstaan uit ecosysteemstructuren en -processen (Ansink et al., 2008). Belangrijke voorbeelden met betrekking tot bosccosystemen zijn primaire productie en decompositie.

Ecosysteemdiensten en -goederen zijn nauw verbonden met elkaar. Ecosysteemdiensten vertegenwoordigen de bijdragen die een ecosysteem kan leveren aan het menselijk welzijn. In figuur A.1 in bijlage worden enkele relevante ecosysteemdiensten opgelijst die relevant zijn voor bosccosystemen. Ecosysteemgoederen zijn de producten of voordelen die mensen kunnen halen uit ecosysteemdiensten (Brockerhoff et al., 2017). Figuur 1.3 geeft een goed beeld van hoe ecosysteemgoederen afhankelijk zijn van ecosysteemprocessen en met ecosysteemfuncties- en diensten als tussenfases, dit met een typerend voorbeeld voor een boscysteem.



Figuur 1.3: Voorbeeld van afhankelijkheden tussen menselijk welzijn en ecologische processen via ecosysteemfuncties, -diensten en -goederen (Brockerhoff et al., 2017).

### 1.2.2.2 Functional traits

Alvorens de term '*functional traits*' uitgelegd wordt, is het nodig om het woord *trait* te definiëren aangezien er in de literatuur veel verwarring is bij het gebruik van de term (Violle et al., 2007). In deze thesis wordt de definitie van Violle et al. (2007) gebruikt: 'een *trait* is elk morfologisch, fysiologisch of fenologisch kenmerk dat meetbaar is op individueel niveau, van cel tot niveau van het hele organisme, zonder verwijzing naar de omgeving of enig ander organisatieniveau'. *Functional traits* zijn *traits* die invloed hebben op ecosysteemfunctioneren (*functional effect traits*) of op de respons van soorten op omgevingscondities (*functional response traits*) (Violle et al., 2007; Brockerhoff et al., 2017; Lavorel and Garnier, 2002).



*Plant functional traits* vormen een belangrijke bron van informatie om een beter inzicht te krijgen in ecologische processen en variatie binnen planten en hun functionele rol in ecosystemen (Lavorel and Garnier, 2002). Ze worden doorgaans opgedeeld in drie categorieën: *leaf-height-seed traits* (Laughlin et al., 2010; Díaz et al., 2016). De focus in dit eindwerk ligt op de *leaf functional traits*.

*Leaf functional traits* worden vaak beschouwd als belangrijke parameters om de respons van planten op hun omgeving te specificeren (Ivanova et al., 2018). Zo worden eigenschappen als bladmassa per oppervlakte en bladdikte beïnvloed door vele omgevingsvariabelen, zoals straling, watervoorziening, temperatuur, zoutgehalte, voedingsstoffen en andere (Ivanova et al., 2018). Andere eigenschappen, zoals de het stikstofgehalte en de fotosynthetische capaciteit, worden dan weer erkend als significante voorspellers van de biomassa-respons op de opwarming van het klimaat (Gornish and Prather, 2014). Bepaalde eigenschappen van een blad zijn ook een goede indicator voor het onderzoeken van de strategie van een plant (Wilson et al., 1999). Een voorbeeld is de *specific leaf area* (SLA), dit is het bladoppervlak per eenheid van droge massa (Ali et al., 2017). Planten met een hoge SLA, zijn snelgroeiende planten maar hebben een korte levensduur en zijn kwetsbaar voor herbivoren. Deze planten komen vooral voor in nutriëntrijke ecosystemen en worden *resource-acquisitive plants* genoemd. Dit zijn planten die hoge groeisnelheden vertonen bij een hoge beschikbaarheid van hulpbronnen, maar lage prestaties vertonen onder arme omstandigheden vanwege hun grotere vraag naar hulpbronnen (Kurze et al., 2021)). Planten met een lage SLA focussen meer op het behoud van bronnen en minder op een hoge productiviteit. Deze planten hebben een *resource-conservative strategy* en komen meer voor in nutriëntarme ecosystemen (Wright et al., 2004; Coley et al., 1985; Poorter and Van der Werf, 1998; Grime et al., 1996). Het is niet dat planten oftewel horen bij *resource-acquisitive plants* of bij *resource-conservative plants*. De ecologische strategie van een plant ligt op een spectrum, genaamd het '*worldwide leaf economic spectrum*' (WLES) (Wright et al., 2004; Donovan et al., 2011).

### 1.2.3 Effecten van biodiversiteit op ecosystemefunctioneren

Biodiversiteit is essentieel voor goed functionerende ecosystemen (Tilman et al., 2014)). De effecten van biodiversiteitsverlies of veranderingen in gemeenschapssamenstelling op het functioneren van ecosystemen is de laatste decennia de focus geweest van veel ecologisch onderzoek (Hooper et al., 2005; Schulze and Mooney, 2012; Kinzig et al., 2002). Er zijn twee primaire mechanismen die de basis vormen van de effecten van biodiversiteit op ecosystemefunctioneren: complementariteits-effecten en selectie-effecten (Loreau and Hector, 2001; Hooper et al., 2005).

---

### 1.2.3.1 Complementariteitseffect

Het complementariteitseffect omvat het principe dat een hoge biodiversiteit leidt tot een toename van het functioneren van ecosystemen, dit door zowel niche differentiatie als faciliterende interacties. Door niche differentiatie worden de totale beschikbare hulpbronnen meer en efficiënter gebruikt door een gemeenschap omdat verschillende soorten verschillende hulpbronnen, of dezelfde bronnen maar op verschillende tijdstippen of verschillende punten in de ruimte, gebruiken (Hooper et al., 2005; Trenbath, 1974; Harper et al., 1977; Ewel, 1986; Vandermeer, 1989). Als die hulpbronnen de groei beperken, zou een toenemende functionele rijkdom moeten leiden tot een grotere totale productiviteit en minder verlies van hulpbronnen uit het ecosysteem en dus een toename in ecosysteemfunctioneren. Faciliterende interacties tussen soorten kunnen ook leiden tot toename van ecosysteemfunctioneren bij een toename van biodiversiteit. Een interactie tussen soorten wordt faciliterend genoemd wanneer bepaalde soorten de barre milieuomstandigheden verlichten of een kritieke hulpbron vormen voor andere soorten (Fowler, 1986; Bertness and Callaway, 1994; Chapin et al., 1994; Berkowitz et al., 1995; Mulder et al., 2001; Bruno et al., 2003; Hooper et al., 2005). Niche differentiatie en faciliterende interacties zijn het grootst wanneer soorten sterk verschillen in *functional traits* (Steiner et al., 1982; Chesson et al., 2002), omdat soorten met gelijkaardige *functional traits* vaak gebruik maken van dezelfde hulpbronnen. Het feit dat ze dezelfde hulpbronnen gebruiken, is ook de reden waarom er geen faciliterende interacties zijn tussen gelijkaardige soorten. Gunstige omstandigheden of hulpbronnen aanbieden aan soorten, die dezelfde niche invullen, stimuleert allesbehalve de groei en verspreiding van een soort.

### 1.2.3.2 Selectie-effect

Bepaalde sleutelsoorten kunnen dominant zijn in een ecosysteem door hun hoge productiviteit en sterk competitiesucces. Het functioneren van een ecosysteem waarin enkele sleutelsoorten aanwezig zijn, is grotendeels gebaseerd op die soorten. Een toename in soortenrijkdom verhoogt de waarschijnlijkheid dat een sleutelsoort aanwezig is. Hoe meer biodiversiteit, hoe hoger de kans op de aanwezigheid van sleutelsoorten, hoe hoger de productiviteit (door de hoge productiviteit van sleutelsoorten) van een systeem. Dit is het selectie-effect of ook het sampling-effect genoemd (Aarssen, 1997; Huston, 1997; Tilman, 1997; Loreau, 2000). het selectie-effect is gebaseerd op de algemene selectietheorie van Price: selectie vindt plaats wanneer veranderingen in de relatieve opbrengsten van soorten in gemengde cultuur niet willekeurig gerelateerd zijn aan hun eigenschappen (opbrengsten) in monocultuur (Loreau and Hector, 2001).



### 1.2.3.3 Netto biodiversiteitseffect

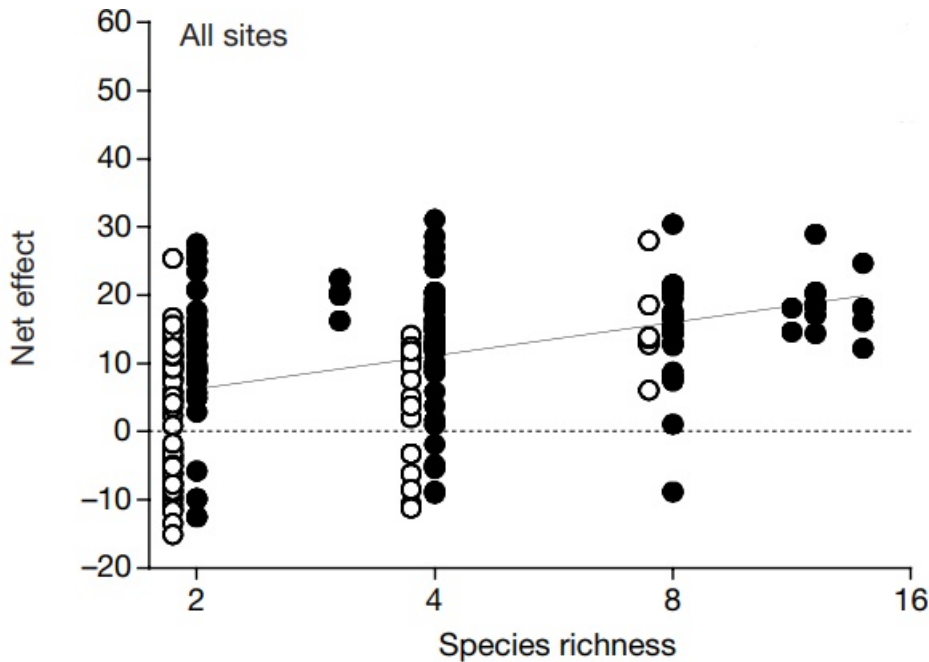
Het complementariteitseffect en selectie-effect sluiten elkaar niet noodzakelijk uit (Hooper et al., 2005). In de natuur lopen de verschillende effecten in elkaar over. Selectie en complementariteit kunnen gecombineerd worden. Zo kan er een selectie zijn van verschillende complementaire soorten (Loreau, 2000; Huston et al., 2000). De som van de twee effecten is het netto biodiversiteitseffect. Dit geeft de afwijking weer van het ecosysteemfunctioneren van een gemengde cultuur ten opzichte van het verwachte ecosysteemfunctioneren van een monocultuur en de relatieve abundantie van soorten in die gemengde cultuur (Loreau and Hector, 2001).

De studie van Loreau and Hector (2001) onderzoekt het netto biodiversiteitseffect door het uitvoeren van biodiversiteitsexperimenten. De studie kijkt naar het functioneren van graslandecosystemen in functie van de soortendiversiteit en dit op verschillende locaties in Europa. Het onderzoek concludeert na de experimenten drie zaken. Het selectie-effect is algemeen gezien over alle locaties niet significant verschillend van nul. Dus er is geen positief selectie-effect te zien. Dit bevestigt de voorspelling van de studies van Loreau (1998, 2000), die stellen dat het selectie-effect minder voorspelbaar is en meer variabel. Er is wel een duidelijk en positief complementariteitseffect. Op vlak van netto-biodiversiteitseffect is er in de studie ook een duidelijk positieve relatie bij een toename van de biodiversiteit (zie Figuur 1.4).

## 1.3 Onderzoek naar ecosysteemfunctioneren met remote sensing

Nu remote sensing en biodiversiteit ecosysteemfunctioneren onafhankelijk van elkaar besproken zijn, kan de link tussen deze twee concepten gelegd worden. Welke waarde kan RS bieden aan het verkrijgen van informatie omtrent het effect van biodiversiteit op ecosysteemfunctioneren? Uit *plant functional traits* kan heel wat informatie gehaald worden over het functioneren van ecosystemen en dus ook over het effect van biodiversiteit op ecosysteemfunctioneren. RS biedt mogelijkheden om deze *traits* in kaart te brengen.

Hoewel gegevens over *plant functional traits* relatief goed kunnen worden verkregen uit veldmetingen, zijn deze metingen beperkt tot een klein gebied, tot een bepaald moment in de tijd en alleen voor een bepaald aantal soorten. Remote sensing (RS) biedt mogelijkheden om veldmetingen aan te vullen of zelfs te vervangen bij grotere gebieden (Homolova et al., 2013). Dit is niet mogelijk voor alle drie de categorieën binnen *plant functional traits* (*leaf-height-seed traits*). Met *height* wordt de grootte van de hele plant en de delen bedoeld (Díaz et al., 2016). In bossen kan *height* dus worden beschouwd als de kroonstructuur van een boom. RS wordt



Figuur 1.4: Deze figuur illustreert de relatie tussen het netto effect van biodiversiteit en de soortenrijkdom. Elk bolletje geeft een aparte plot weer. De zwarte opgevulde bolletjes zijn plots waar er vlinderbloemigen aangeplant zijn. Deze planten zorgen voor de fixatie van stikstof uit de lucht. Hierdoor leveren ze extra stikstof aan voor niet-stikstoffixerende planten wat dus resulteert in een extra complementariteitseffect. Dit laatste is ook te zien op de figuur, plots waar vlinderbloemigen aanwezig zijn, vertonen gemiddeld gezien een groter netto biodiversiteitseffect. Op de y-as staat 'Net effect', op deze figuur wordt hiermee het netto-effect van de biomassaopbrengst bedoeld. (Loreau and Hector, 2001).

vooral gebruikt voor het verkrijgen van informatie over *leaf functional traits* maar kan ook worden gebruikt om de kroonstructuur van bomen in kaart te brengen. Om variatie in de derde categorie, de zaadkenmerken, te onderzoeken is RS niet geschikt. In volgende secties worden enkele relevante *leaf functional traits* opgelijst die informatie bieden over ecologische processen en dus ook over ecosystemefunctioneren en hoe deze kunnen worden ingeschat met RS-data. De inschatting gebeurt op basis van vegetatie-indices (VI's). Vegetatie-indices zijn ontwikkeld voor het kwalitatief en kwantitatief evalueren van vegetatieve bedekking, groeikracht en groeidynamiek met behulp van spectrale metingen (Xue and Su, 2017; Bannari et al., 1995). Met andere woorden, reflectiemetingen bij verschillende spectrale banden worden wiskundig gecombineerd om zo een index te genereren die sterk gecorreleerd is aan een welbepaalde *functional trait* (Ali et al., 2017). Ten slotte wordt ook kort beschreven hoe de kroonstructuur van planten wordt ingeschat met RS-data. Het is niet de bedoeling om hier diep op in te gaan, daar de focus van deze thesis ligt op *leaf functional traits*.

### 1.3.1 Leaf area index (LAI)

*Leaf area index* (LAI) kan gedefinieerd worden als de totale eenzijdige bladoppervlak per eenheid grondoppervlak en is bijgevolg bijgevolg een indicator voor de dichtheid en biomassa van een kroonlaag (Breda, 2003; De Wasseige et al., 2003). Het is één van de belangrijkste kenmerken van de structuur van een bladerdek in een bos (Chason et al., 1991). LAI beïnvloedt gradiënten in de micrometeorologie en reguleert massa- en energietransport tussen het blad en de atmosfeer (De Wasseige et al., 2003; Spanner et al., 1994; Chason et al., 1991; Breda, 2003). Belangrijke ecosysteemprocessen zijn gerelateerd aan LAI, bijvoorbeeld fotosynthese, respiratie, licht interceptie en transpiratie (Spanner et al., 1994). Vegetatie-indices zoals NDVI (normalized difference vegetation index), kNDVI (kernel NDVI), GNDVI (green NDVI) en EVI (enhanced vegetation index) zijn veelgebruikt om de LAI te bepalen.

NDVI is de genormaliseerde ratio van NIR (near infrared) banden en rode banden:

$$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{red}}{\rho_{NIR} + \rho_{red}} \quad (1.1)$$

Hierbij staan  $\rho_{NIR}$  en  $\rho_{red}$  voor de reflecties in de nabije infrarode band en de rode band, respectievelijk (Huete et al., 2002). De kracht van NDVI zit in het ratio-concept, dat de vele vormen van ruis reduceert (bv. schaduw van wolken). Een nadeel van NDVI is het feit er saturatie optreedt bij een dicht bladerdak (hoge biomassa) (Huete et al., 2002). In de studie van Delegido et al. (2013) treedt er reeds saturatie op bij een LAI van 3. NDVI is ook zeer gevoelig voor variaties in de achtergrond van het bladerdek (bv. de bodem), dit vooral bij een hoge achtergrondhelderheid.

De index kernel NDVI of kNDVI is een eerste variant op NDVI. kNDVI houdt rekening met een niet-lineaire gevoeligheid van NDVI voor vegetatiedichtheid en wordt voorgesteld met volgende formule (Camps-Valls et al., 2021b):

$$kNDVI = \arctan\left(\left(\frac{\rho_{NIR} - \rho_{red}}{2 \cdot \sigma}\right)^2\right) \quad (1.2)$$

waarbij  $\sigma$  een parameter is die bedoeld is om de niet-lineaire gevoeligheid van NDVI voor vegetatiedichtheid op te vangen.  $\sigma$  kan worden veralgemeend naar de vergelijk  $\sigma = 0.5 \cdot (\rho_{NIR} - \rho_{red})$  (Camps-Valls et al., 2021b). Op die manier wordt de formule van kNDVI sterk vereenvoudigd:

$$kNDVI = \arctan((NDVI)^2) \quad (1.3)$$

Een tweede variant op NDVI, is de index green NDVI of GNDVI. green NDVI wordt op dezelfde manier berekend als NDVI, maar de groene band wordt gebruikt in plaats van de rode band. Hierdoor is green NDVI gevoeliger voor chlorofylconcentraties (García Cárdenas et al., 2018). Een voordeel van green NDVI t.o.v. NDVI is het feit dat er bij green NDVI minder saturatie optreedt bij een hoge LAI, wat dus betekent dat green NDVI een hogere gevoeligheid vertoont bij hoge LAI (Rahman and Robson, 2016).

$$\text{greenNDVI} = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{green}}{\rho_{NIR} + \rho_{green}} \quad (1.4)$$

De vegetatie-index EVI is nog een index die weinig tot geen saturatie vertoont en dus een hogere gevoeligheid heeft bij hogere biomassa en is daarom een goede aanvulling op NDVI. Door de ontkoppeling van het achtergrondsignaal van het bladerdek en de reductie van de ruis van de atmosfeer, wordt er een verbeterde vegetatie-index verkregen (Huete et al., 1994, 1997, 2002). EVI wordt voorgesteld met volgende formule:

$$\text{EVI} = G \cdot \frac{\rho_{NIR} - \rho_{red}}{\rho_{NIR} + C_1 \cdot \rho_{red} - C_2 \cdot \rho_{blue} + L} \quad (1.5)$$

waarbij  $\rho_{NIR}$ ,  $\rho_{red}$  en  $\rho_{blue}$  de atmosferisch gecorrigeerde of deeltelijk gecorrigeerde reflecties zijn in de nabije infrarode, rode en blauwe banden.  $L$  is de aanpassing voor het achtergrondsignaal en de termen  $C_1$  en  $C_2$  zijn coëfficiënten die worden gebruikt om te corrigeren voor ruis afkomstig van aerosolen in de atmosfeer. In het EVI-algoritme worden volgende waarden toegekend aan de verschillende parameters:  $L = 1$ ,  $C_1 = 6$ ,  $C_2 = 7.5$  en  $G(\text{versterkingsfactor}) = 2.5$  (Huete et al., 1994, 1997, 2002).

### 1.3.2 Bladchlorofyl -en bladstikstofgehalte

De *leaf chlorophyll content* (LCC) kan cruciale informatie bieden voor het begrijpen van vegetatie stress, fysiologische status en het potentieel van een plant om aan fotosynthese te doen (Carter, 1994; Osborne and Raven, 1986; Curran et al., 1990). Daarnaast is LCC sterk gerelateerd met het stikstofgehalte en kan dus dienen als een goede indicator voor het stikstofgehalte op bladniveau (Cui et al., 2019).

De studie van Haboudane et al. (2002) onderzoekt de indices MCARI (*modified chlorophyll absorption ratio index*) (Vergelijking 1.6), TCARI (*transformed chlorophyll absorption in reflectance index*) (Vergelijking 1.7) en de ratio van TCARI op OSAVI (*optimized soil adjusted vegetation index*) (Vergelijking 1.8). De studie wijst aan dat MCARI geen geschikte index is voor lage pigmentconcentraties (vanaf concentratie

kleiner dan  $20 \text{ g/cm}^2$  chlorofyl a en b). TCARI daarentegen is veel gevoeliger voor lage concentraties. Deze index heeft pas een lagere gevoeligheid bij waardes lager dan  $10 \text{ g/cm}^2$ . Dit is een nuttige verbetering daar het chlorofylgehalte van een blad zelden minder is dan  $10 \text{ g/cm}^2$ . Deze twee indices zijn echter gevoelig aan verschillende waardes van LAI. Om de effecten van LAI en chlorofyl te minimaliseren onderzoekt [Haboudane et al. \(2002\)](#) de ratio tussen TCARI en OSAVI. De studie concludeert dat TCARI/OSAVI ongevoelig is voor variërende LAI-waardes (gaande van 0.5 tot 8). Ook in de studies van [Kooistra and Clevers \(2016\)](#); [Clevers et al. \(2017\)](#) komt TCARI/OSAVI er als beste index uit.

$$MCARI = (\rho_{700} - \rho_{670} - 0.2 \cdot (\rho_{700} - \rho_{550})) \cdot \left( \frac{\rho_{700}}{\rho_{670}} \right) \quad (1.6)$$

$$TCARI = 3 \cdot \left( (\rho_{700} - \rho_{670}) - 0.2 \cdot (\rho_{700} - \rho_{550}) \cdot \left( \frac{\rho_{700}}{\rho_{670}} \right) \right) \quad (1.7)$$

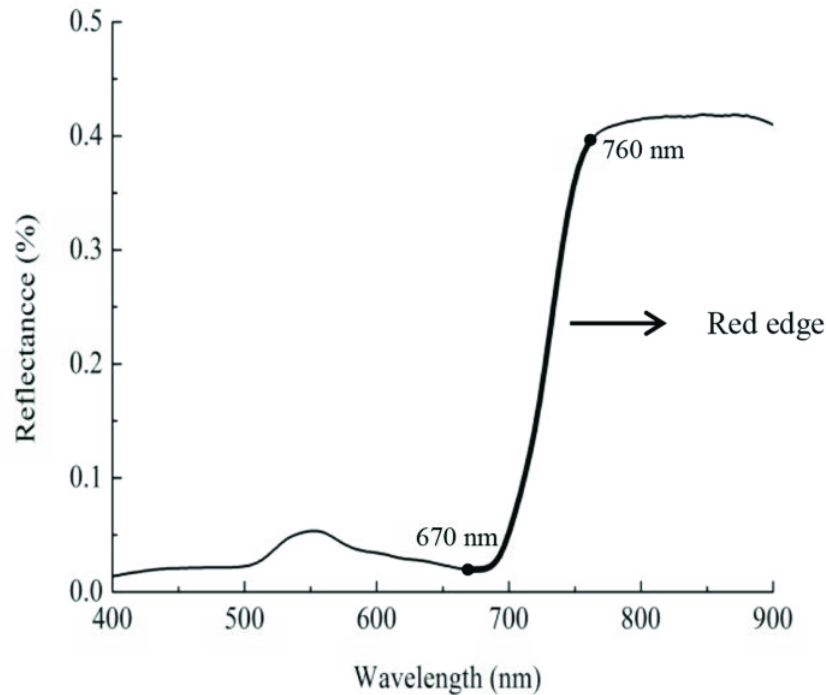
$$OSAVI = (1 + 0.16) \cdot \frac{\rho_{NIR} - \rho_{red}}{\rho_{NIR} + \rho_{red} + 0.16} \quad (1.8)$$

De ratio van TCARI en OSAVI vertoont echter ook beperkingen. Zo werkt de ratio goed voor uniforme en gesloten kronen maar komt tekort voor heterogene bossen door de effecten van schaduwen binnen en tussen de kroon. Hoewel deze index-combinaties goed hebben bewezen te werken over uniforme en gesloten luifels, hebben ze gefaald ten opzichte van heterogene bosopstanden vanwege de effecten van schaduwen binnen en tussen de kroon ([Zarco-Tejada et al., 2018](#)).

In een poging om structuurgerelateerde artefacten in planteigenschappen te verminderen, werd in de jaren tachtig aangetoond dat het red-edge gebied gevoelig is voor het chlorofylgehalte, terwijl het grotendeels niet wordt beïnvloed door structurele eigenschappen ([Horler et al., 1983](#)). Het red-edge gebied verwijst naar het steile gedeelte tussen de 'chlorofylabsorptievallei' in de rode band en de hoge reflectie in de NIR-band ([Cui et al., 2019](#)) (zie Figuur 1.5). De positie en de helling van dit gebied verandert bij variërende omstandigheden ([Clevers and Kooistra, 2011](#)).  $CI_{RedEdge}$  (Vergelijking 1.9) ([Clevers and Kooistra, 2011](#)) en NDRE (Vergelijking 1.10) ([Boiarskii and Hasegawa, 2019](#)) zijn twee VI's die reflecties in dit gebied gebruiken om een inschatting te maken van het chlorofylgehalte.

$$CI_{RedEdge} = \frac{\rho_{NIR}}{\rho_{RedEdge}} \quad (1.9)$$

$$NDRE = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{RedEdge}}{\rho_{NIR} + \rho_{RedEdge}} \quad (1.10)$$



Figuur 1.5: Schematische weergave van de reflectiecurve van vegetatie met nadruk op het red-edge gebied (Guo et al., 2018).

Stikstof (N) is een belangrijk element in proteïnes, nucleïnezuur en chlorofyl en is daarom sterk gelinkt aan fotosynthese en primaire productie (Reich et al., 1995; LeBauer and Treseder, 2008; Smith et al., 2002; Homolova et al., 2013).

De meeste studies gebruiken de spectrale kenmerken van chlorofyl als indicatoren voor het stikstofgehalte daar er een sterke koppeling bestaat tussen stikstof- en chlorofylgehalte in groene bladeren (Reyniers et al., 2006; Reyniers and Vrindts, 2006; Zhu et al., 2008; Lamb et al., 2002). Er zijn echter wel een paar studies die specifiek kijken naar spectrale indices voor het bepalen van stikstofgehalte. De studie van Hansen and Schjoerring (2003) maakt gebruik van de vegetatie-index NDVI. Bij de studie van Eitel et al. (2007) komt een gecombineerde index er als beste uit, namelijk de ratio van MCARI op MTVI2 (*second modified triangular vegetation index*) (Vergelijking 1.11). De ratio tussen TCARI en OSAVI presteert in de studie van Chen et al. (2010) zeer goed als indicator voor het stikstofgehalte. In dit onderzoek werd er ook een nieuwe indicator ontwikkeld welke ook een zeer goede relatie toont, namelijk DCNI (*double-peak canopy nitrogen index*) (Vergelijking 1.12).

$$MTVI2 = \frac{1.5 \cdot (1.2 \cdot (\rho_{800} - \rho_{550}) - 2.5 \cdot (\rho_{670} - \rho_{550}))}{\sqrt{(2 \cdot \rho_{800} + 1)^2 - (6 \cdot \rho_{800} - 5 \cdot \sqrt{\rho_{670}}) - 0.5}} \quad (1.11)$$

$$DCNI = \frac{(\rho_{720} - \rho_{700})}{(\rho_{700} - \rho_{670}) \cdot (\rho_{720} - \rho_{670} + 0.03)} \quad (1.12)$$

Daar bladstikstofgehalte sterk gecorreleerd is met chlorofylgehalte wordt er in dit eindwerk enkel gefocust op de indices die een maatstaf zijn voor chlorofylgehalte en meer specifiek de indices die reflecties gebruiken uit het red-edge gebied.

### 1.3.3 Fraction of absorbed photosynthetically active radiation (FAPAR)

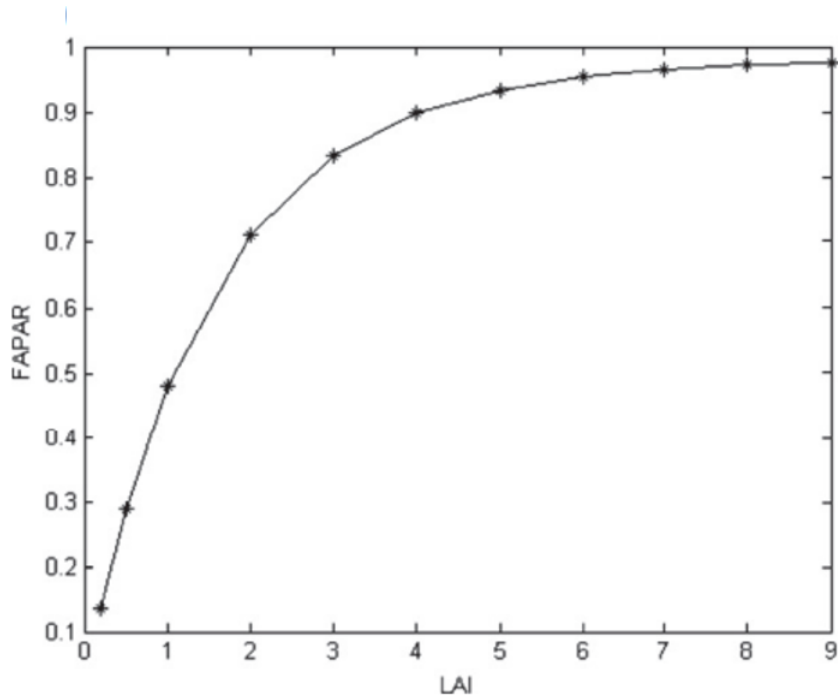
De *fraction of absorbed photosynthetically active radiation* (FAPAR) is de zonnestraling die door vegetatie wordt geabsorbeerd in het spectrale bereik van 400 nm tot 700 nm (Liang and Wang, 2019). In sommige publicaties wordt het ook wel aangeduid als FPAR. FAPAR wordt beschouwd als één van de basis biofysische parameters van vegetatie. Het wordt gebruikt om de primaire productiviteit en de absorptie van kooldioxide in te schatten enerzijds en de groeistatus en evolutie van vegetatie te beschrijven anderzijds. FAPAR krijgt momenteel meer aandacht van de internationale gemeenschap, en het is erkend als een klimaatparameter door het Global Climate Observing System (GCOS) van de Verenigde Naties (Liang and Wang, 2019).

FAPAR is zowel gecorreleerd aan het chlorofylgehalte alsook aan de LAI. FAPAR wordt vaak gezien als de resultante van chlorofylgehalte en LAI. Chlorofyl staat namelijk in voor een belangrijk deel van de absorptie van *photosynthetically active radiation* (PAR). De totale geabsorbeerde PAR (APAR) wordt met andere woorden beïnvloedt door het chlorofylgehalte. Aangezien FAPAR volgt uit APAR (zie Vergelijk 1.13), kan er dus worden geconcludeerd dat FAPAR van de vegetatie sterk gerelateerd is met het chlorofylgehalte van de vegetatie (Liang and Wang, 2019). Daarnaast speelt LAI ook een belangrijke rol. Hoe groter de LAI-waarde van de vegetatie hoe meer bladoppervlak per eenheid grondoppervlak dus hoe hoger de dichtheid van de vegetatie. Een hogere dichtheid betekent dat er meer PAR kan worden geabsorbeerd waardoor de APAR groter wordt. Een grotere APAR betekent op zijn beurt dan ook een grotere FAPAR (zie Vergelijk 1.13). Figuur 1.6 illustreert het feit dat FAPAR stijgt wanneer LAI stijgt. Er is ook te zien dat FAPAR satureert wanneer LAI hoger is dan 5 (Liang and Wang, 2019).

$$FAPAR = \frac{APAR}{PAR} \quad (1.13)$$

Sellers (1985, 1987) merkte op dat reflectie in het NIR-spectrum een betere index is voor FAPAR dan NDVI. Het probleem is dan om de fractie van de NIR die wordt gereflecteerd door de vegetatie te onderscheiden van de resterende fractie van NIR die wordt gereflecteerd door niet-begroeide elementen. De studie van Badgley et al. (2017) stelde voor om NDVI te vermenigvuldigen met NIR om een nieuwe index,  $NIR_v$ , te berekenen (Vergelijking 1.14). Deze index vertoont ook, naast FAPAR,





Figuur 1.6: Het verloop van FAPAR in functie van LAI (Liang and Wang, 2019).

sterke correlaties met de *gross primary production* (GPP) van vegetatie (Camps-Valls et al., 2021a).

$$NIR_v = (NDVI - 0.08) \cdot \rho_{NIR} \quad (1.14)$$

### 1.3.4 Stomatale geleidbaarheid

Stomatale geleidbaarheid is een belangrijke regulator voor de uitwisseling van waterdamp (evapotranspiratie) en speelt ook een belangrijke rol bij het minimaliseren van waterverlies. Stomatale geleidbaarheid is daarom een belangrijke indicator voor de waterstatus van een plant (Medrano et al., 2002; Flexas and Medrano, 2002; Iseki and Olaleye, 2020). Hoe groter de stomatale geleidbaarheid hoe groter de transpiratie is (Berni et al., 2009). Transpiratie vraagt energie; bij een stijging van de transpiratie daalt de oppervlaktetemperatuur van een blad (Maes and Steppe, 2012). Deze temperatuur kan berekend worden uit thermale metingen, dit is anders dan bij de vorige *leaf functional traits*.

Een veelgebruikte index om de waterstatus en dus stomatale geleidbaarheid in kaart te brengen is de CWSI (*crop water stress index*) (Idso et al., 1981). De formule van CWSI ziet er als volgt uit:

$$CWSI = \frac{T_{canopy} - T_{pot}}{T_{dry} - T_{pot}} \quad (1.15)$$



waarbij  $T_{canopy}$  de oppervlaktetemperatuur van het bladerdek voorstelt,  $T_{dry}$  de oppervlaktetemperatuur van een niet-transpirerend bladerdek en  $T_{pot}$  de oppervlaktetemperatuur van het bladerdek dat met een maximale snelheid transpireert in de gegeven omstandigheden (Maes and Steppe, 2019). Meerdere studies gebruiken een empirische functie van het dampdrukdeficit om  $T_{pot}$  te bepalen (Gonzalez-Dugo et al., 2015; Ballester et al., 2018; Egea et al., 2017). Eén groot nadeel bij deze methode is het feit dat deze functie zeer beïnvloedbaar is door veranderende eigenschappen van het bladerdek, zoals hoogte en bladoppervlak, of veranderingen van de luchttemperatuur of inkomende straling (Maes and Steppe, 2012). Er bestaan ook andere methodes om  $T_{pot}$  te bepalen zoals het gebruik van referentievlakken (Maes et al., 2016; Grant et al., 2016) of temperatuurhistogrammen (Park et al., 2017; Rud et al., 2014; Maes and Steppe, 2019).

### 1.3.5 Specific leaf area (SLA)

SLA of *specific leaf area*, uitgedrukt in  $m^2$  per gram, is het bladoppervlak per eenheid van droge massa. SLA wordt vaak in één adem genoemd met MLA (*leaf mass per area*) daar MLA de inverse ratio is van SLA (Riaño et al., 2005; Schaepman et al., 2004; Vohland et al., 2010; Ali et al., 2017). SLA is een zeer belangrijke *plant functional trait* en behoort tot één van de 10 biodiversiteitsvariabelen om veranderingen in biodiversiteit vast te leggen vanuit de ruimte (Ali et al., 2017; Skidmore et al., 2015). SLA heeft een effect op vele plant fysiologische processen zoals het opvangen van licht en groeisnelheden. SLA geeft ook informatie over de fotosynthetische capaciteit van planten en het stikstofgehalte in een blad (Pierce et al., 1994). Daarnaast is deze vegetatie-index een zeer goede indicator voor het onderzoeken van de ecologische strategie van een plant (Wilson et al., 1999).

De studie van Ali et al. (2017) onderzoekt de meest ideale VI's voor het bepalen van SLA op niveau van een blad of bladerdek. De studie concludeert dat een eenvoudige ratio of genormaliseerde index van twee nauwe banden (golflengtes) zoals SR (*simple ratio*) (Vergelijking 1.16) en OSAVI gebruikt kunnen worden voor het accuraat bepalen van SLA uit RS-data. Hoewel in de studie enkel nauwe band indices onderzocht worden, wordt er ook beweerd dat banden met een groter golflengtebereik gebruikt kunnen worden voor SLA.

$$SR = \frac{\rho_{NIR}}{\rho_{red}} \quad (1.16)$$

Aangezien SLA een invloed heeft op verschillende fysiologische processen en overlap toont met andere *leaf functional traits* die al werden besproken (Hodgson et al., 2011), wordt SLA niet gebruikt in het verdere onderzoek van deze thesis.

---

### 1.3.6 Kroonstructuur

Niet alleen bladkenmerken bieden veel informatie over *plant functional traits* maar ook de kroonstructuur van vegetatie is een essentieel onderdeel voor het onderzoeken van *plant functional traits*. De kroonstructuur wordt gedefinieerd als 'de organisatie in de ruimte en tijd, inclusief de positie, omvang, hoeveelheid, type en connectiviteit, van de bovengrondse componenten van vegetatie' (Parker, 1995). Er zijn drie manieren voorhanden om de structuur in kaart te brengen. Remote sensing op basis van LiDAR-technologie heeft de mogelijkheid om direct informatie te verkrijgen over de structuur. LiDAR zendt straling uit en meet de tijd die het signaal nodig heeft om terug te keren naar de detector. Op deze manier wordt de positie van het object in de ruimte zeer nauwkeurig bepaald (Ustin and Gamon, 2010). De andere, meer indirecte, methode gebruikt spectrale beelden. De spectrale beelden worden gebruikt om structurele eigenschappen af te leiden uit de schaduwen van de vegetatiestructuur (Leboeuf et al., 2007; Greenberg et al., 2005; Ustin and Gamon, 2010). Ten slotte kan er ook met gewone fotografie 3D-puntenwolken en 3D-modellen verkregen worden om de kroonstructuur in kaart te brengen (Chu et al., 2018). De toepassing van remote sensing ligt dus verder dan alleen maar onderzoek op bladkenmerken.

## HOOFDSTUK 2

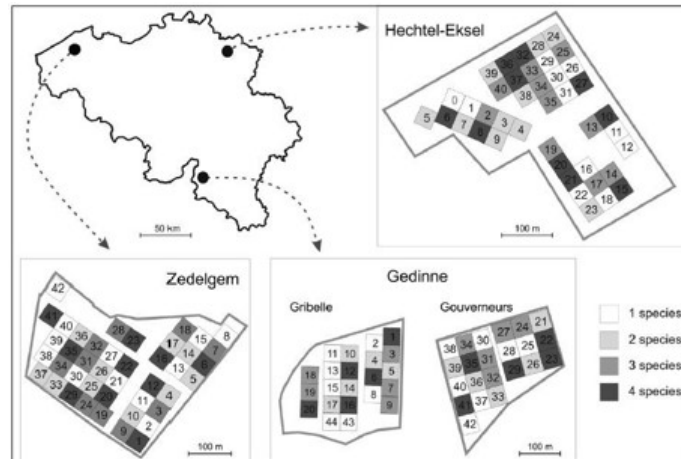
# Materiaal en methode

### 2.1 Beschrijving FORBIO-experiment

Het veldwerk voor deze thesis werd verricht op de experimenteel aangeplante bossen van het FORBIO-experiment. FORBIO, acroniem voor *FOrest BIOdiversity*, is een deel van het TreeDivNet experiment (Verheyen et al., 2013; ForNaLab, Ghent University, a). Dit is een netwerk van wereldwijde biodiversiteitsexperimenten om onderzoek te doen naar de relatie tussen boomsoortdiversiteit en ecosysteemfunctioneren. In 2011 waren er in totaal wereldwijd 1.239.576 bomen geplant op een totale oppervlakte van 859 ha. Deze oppervlakte is verspreid over 29 verschillende experimenten waar het FORBIO-experiment, gelegen in België, deel van uitmaakt (Paquette et al., 2018; ForNaLab, Ghent University, b).

Tussen 2009 en 2012 werden de bossen aangeplant op drie verschillende locaties in België: Zedelgem (51°9'N 3°7'E) (West-Vlaanderen), Gedinne (Namen) en Hechtel-Eksel (51°10'N 5°19'E) (Limburg). In Gedinne situeert het proefoppervlak zich op twee verschillende locaties: Gribelle (49°60'N 4°59'E) en Gouverneurs (49°59'N 4°59'E) (zie Figuur 2.1). In Zedelgem werden de bomen aangeplant in de winter van 2009-2010, in Gedinne was dit in de vroege lente van 2010 en in Hechtel-Eksel in de late herfst van 2012 (Verheyen et al., 2013). De bomen werden aangeplant in plots die variëren in soortendiversiteit. Zo zijn er plots die maar één enkele soort bevatten of plots waarbij er een combinatie is tussen twee, drie of vier soorten (zie Figuur 2.1). Zo kunnen verschillende aspecten van het functioneren van ecosystemen worden vergeleken tussen percelen die verschillen in boomsoortenrijkdom maar zich onder dezelfde abiotische omstandigheden hebben ontwikkeld (Verheyen et al., 2013; ForNaLab, Ghent University, a).

De experimentele bossen werden aangeplant volgens een klassieke synthetische gemeenschapsbenadering. Op elke site zijn de plots samengesteld uit vijf boomsoorten. Deze vijf soorten verschillen onderling tussen de drie sites (zie Figuur 2.1). Op elke site zijn er tien plots voor elk van de vier diversiteitsniveaus (1,2,3 of 4 soorten). Er zijn telkens vijf composities die twee maal gerepliceerd worden. Daarnaast is er in Hechtel-Eksel nog een extra plot voor spontane successie en werden er in Zedelgem (2 plots) en Gedinne (4 plots) extra monoculturen aangeplant van eik met verschillende herkomsten. Dit brengt het totaal op 41, 42 en 44 plots in



Figuur 2.1: Het FORBIO-experiment situeert zich op drie locaties: Hechtel-Eksel, Zedelgem en Gedinne (Gribelle en Gouverneurs) (Verheyen et al., 2013).

Hechtel-Eksel, Zedelgem en Gedinne, respectievelijk (Verheyen et al., 2013). Tabel 2.2 geeft een overzicht weer van de plots per locatie.

De bomen werden op al de locaties volgens hetzelfde plantschema aangeplant. De jonge bomen werden geplant volgens een (1,5m x 1,5m) raster. Op de plots waar meer dan één soort staat, werden individuele soorten willekeurig toegewezen aan homogene groepen van (3 x 3) bomen. Per locatie werden functioneel verschillende soorten aangeplant. Elke soort en de combinatie van twee soorten komen in een vergelijkbare frequentie voor. Zo komt elke soort in 20 van de 40 plots voor en elke combinatie in 10 van de 40 plots. De soortenpool bestaat uit zowel loof- als naaldboomsoorten die verschillen in bijvoorbeeld wortelkenmerken, fenologie en schaduwtolerantie (Verheyen et al., 2013; ForNaLab, Ghent University, a).



Figuur 2.2: Gedinne (Gribelle), Zedelgem en Hechtel-Eksel in 2013 (ForNaLab, Ghent University, a).

## 2. Materiaal en methode

---

Tabel 2.1: De verschillende boomsoorten die aangeplant zijn voor de drie sites (ForNaLab, Ghent University, a).

<b>Locatie</b>	<b>Latijnse naam</b>	<b>Nederlandse naam</b>
<b>Zedelgem</b>	Betula pendula	Ruwe berk
	Fagus sylvatica	Beuk
	Pinus sylvestris	Grove den
	Tilia cordata	Winterlinde
	Quercus robur	Zomereik
<b>Gedinne</b>	Acer pseudoplatanus	Gewone esdoorn
	Fagus sylvatica	Beuk
	Larix x eurolepis	Lariks
	Pseudotsuga menziesii	Douglasspar
	Quercus petraea	Wintereik
<b>Hechtel-Eksel</b>	Betula pendula	Ruwe berk
	Larix kaempferi	Japanse lork
	Pinus sylvestris	Grove den
	Pseudotsuga menziesii	Douglasspar
	Quercus petraea	Wintereik

## 2.2 Veldwerk

### 2.2.1 Vluchten

Het veldwerk gebeurde tijdens de zomermaanden van 2021. In deze periode werden er op elke FORBIO-site dronevluchten uitgevoerd. Het was zeer belangrijk om de metingen uit te voeren op zonnige dagen. Voor de site in Zedelgem werd er gevlogen op 21 juli en 7 september. Op 14 augustus werden de metingen afgevoerd voor de twee sites in Gedinne (Gribelle en Gouverneurs). De volgende dag, 15 augustus, werd er gevlogen boven de site in Hechtel-Eksel.

### 2.2.2 UAV en camera's

De verschillende vluchten werden uitgevoerd met een UAV van het type Matrice 600 Pro van het merk DJI (gevestigd in Shenzhen, China). Dit is een multicopter UAV zoals te zien is op Figuur 2.3.

Voor elke site werden er vier sensoren gebruikt. In deze thesis werd er enkel verder gewerkt met de data die verkregen werd van de thermale en multispectrale camera's. De overige camera's werden gebruikt voor andere doeleinden.

Tabel 2.2: Overzicht van de plots per locatie.

<b>Locatie</b>	<b>Plots</b>	<b>Totaal aantal plots</b>
<b>Zedelgem</b>	2 x 5 monoculturen	42
	2 x 5 twee-soorten mix	
	2 x 5 drie-soorten mix	
	2 x 5 vier-soorten mix	
	2 extra monoculturen	
<b>Gedinne</b>	2 x 5 monoculturen	44
	2 x 5 twee-soorten mix	
	2 x 5 drie-soorten mix	
	2 x 5 vier-soorten mix	
	4 extra monoculturen	
<b>Hechtel-Eksel</b>	2 x 5 monoculturen	41
	2 x 5 twee-soorten mix	
	2 x 5 drie-soorten mix	
	2 x 5 vier-soorten mix	
	1 plot voor spontane successie	

- Thermale camera: ThermalCapture 2.0 van het merk Teax Technology (gevestigd in Wilnsdorf, Duitsland).
- Multispectrale camera: MicaSense RedEdge-MX Dual Camera Imaging System van het merk MicaSense (gevestigd in Seattle, Verenigde Staten).

De thermale en multispectrale camera's werden tegelijk aan de UAV bevestigd. Afhankelijk van de grootte van de site waren voor elke site tussen 1 en 5 vluchten nodig om de hele site in kaart te brengen. In de Tabel 2.3 is een overzicht te vinden van alle vluchtgegevens per site.

De multispectrale camera heeft tien verschillende reflectiebanden. Tabel 2.4 geeft voor elke band de golflengte en bandbreedte. Extra informatie over de multispectrale camera is te vinden in de appendix Figuur B.1. De camera's waren verbonden met een sensor die de locatie, positie, oriëntatie en inkomende straling mat. Dit werd voor elk beeld opgeslagen. De sensor was de DLS2 of *Digital Light Sensor, v2* van het merk Micasense (gevestigd in Seattle, Verenigde Staten).

De Teax ThermalCapture thermale camera meet de temperatuur van de vegetatie. Zoals hierboven vermeld, werd de thermale camera samen met de multispectrale camera vastgemaakt aan de drone. De camera heeft een pixelresolutie van (640x512) pixels en een thermale resolutie van 0.04 °C (TeAx Technology GmbH, 2020).





Figuur 2.3: De Matrice 600 Pro multicopter, foto: Todi Daelman.

Elke vlucht werd op voorhand geprogrammeerd met behulp van de applicatie DJI Pilot. Deze app werd gebruikt in combinatie met een Samsung tablet. Via deze tablet stond de app in verbinding met het besturingsapparaat van de UAV. In deze app werden naast de volledige vluchtroute ook alle parameters ingesteld (bv. snelheid van de UAV, vlieghoogte, camera-instellingen, horizontale overlap, ...) (zie ook Tabel 2.3). De horizontale overlap was steeds 75%, berekend voor de thermale camera en iets hoger (rond de 77%) voor de multispectrale camera. Door gebruik van de app kon de vlucht volledig autonoom gebeuren. Enkel voor het opstijgen en landen was het nodig om de UAV manueel te besturen. Op ieder moment stond de drone-piloot wel stand-by om de vlucht bij onvoorziene omstandigheden te onderbreken (bv. bewolking of te dicht naderen bij hoogspanningskabel). Het was niet altijd mogelijk om als drone-piloot zicht te hebben op de UAV gedurende de volledige vlucht. Daarom waren er zeker één of soms twee extra personen aanwezig die ervoor zorgden dat de UAV altijd door minstens één persoon gevolgd werd. Deze extra personen stonden in contact met de drone-piloot via een walkie talkie. Op die manier werd de status van de UAV constant doorgegeven aan de drone-piloot die indien nodig de vlucht kon onderbreken en de UAV manueel kon overnemen.

### **2.2.3 Ground control points**

Alvorens de UAV de lucht in ging, werden op elke site *ground control points* of GCP's uitgelegd. Dit zijn zwarte matten waarbij er twee vlakken op de mat wit zijn gespoten (zie Figuur 2.4a). Het was belangrijk om deze matten goed te verspreiden over het proefvlak. Het aantal GCP's die gelegd werden, was afhankelijk van de grootte van het te onderzoeken gebied en varieerde van 8 tot 13 GCP's. Na of

Tabel 2.3: Overzicht van de vluchtgegevens. Kolom 2 geeft mee hoeveel vluchten er zijn uitgevoerd op elke locatie. Kolom 3 geeft de vlieghoogte mee en kolom 4 en 5 het type camera met de bijhorende pixelresolutie.

Locatie	# vluchten	Hoogte	Camera	Resolutie
<b>Zedelgem 21/07</b>	2	90 m	Multi	0.0578 (m/pixel)
			Thermaal	0,108 (m/pixel)
<b>Gedinne (Gouverneurs)</b>	2	37 m	Multi	0,0238 (m/pixel)
			Thermaal	0.044 (m/pixel)
<b>Gedinne (Gribelle)</b>	2	44 m	Multi	0,0283 (m/pixel)
			Thermaal	0.053 (m/pixel)
<b>Hechtel-Eksel</b>	4	40 m	Multi	0,0257 (m/pixel)
			Thermaal	0,050 (m/pixel)
<b>Zedelgem 07/09</b>	5	48 m	Multi	0,0308 (m/pixel)
			Thermaal	0,054(m/pixel)

tijdens de vluchten werden de locaties van de GCP's heel precies opgemeten met een GNSS RTK-ontvanger, type handheld Reach RS+ van het merk EMLID (gevestigd in Boedapest, Hongarije). De exacte locaties zijn in een verdere fase belangrijk voor *georeferencing* in Agisoft Metashape (zie sectie 2.3).

## 2.2.4 Referentiemetingen op grondniveau

Naast het leggen van GCP's werden er ook reflectiepanelen uitgelegd. Deze bestonden uit zes grijsgeschilderde houten panelen waarvan de kleur varieert van wit naar donker grijs (zie Figuur 2.4b). Voor elke vlucht werd de reflectie van alle zes de panelen met een kleine draagbare spectrometer (STS-VIS spectrometer van het merk OceanInsight (gevestigd in Orlando, Verenigde Staten)) opgemeten. Deze reflectiewaarden werden later gebruikt om een correctie en kalibratie uit te voeren op de multispectrale beelden (zie sectie 2.3). Om later ook de thermale beelden te verwerken werd er ook een houten paneel, bedekt met een aluminiumfolie, op het terrein geplaatst.

## 2.3 Beeldverwerking

### 2.3.1 Multispectrale beelden

Eerst werd er een *pre-processing* stap uitgevoerd. In deze stap werd er gebruik gemaakt van enkele Python-scripts. Deze software werd binnen het labo ontwikkeld en was beschikbaar voor dit eindwerk. In deze software werd achtereenvolgens



## 2. Materiaal en methode

---

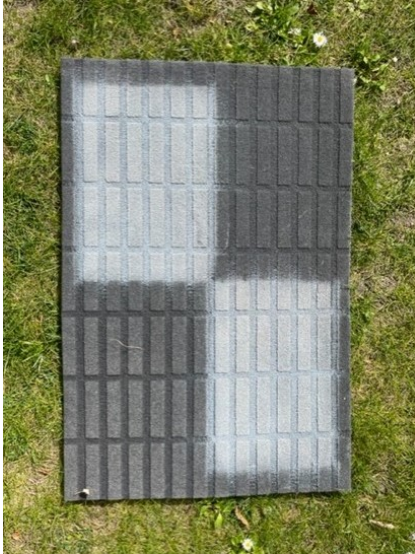
Tabel 2.4: De tien banden die gedetecteerd werden door de multispectrale camera. Banden 2, 4, 6, 8 en 10 werden gedetecteerd met de RedEdge-MX camera terwijl banden 1, 3, 5, 7 en 9 gedetecteerd werden met de RedEdge-MX Blue camera ([AEROMOTUS, 2020](#)).

<b>Bandnummer</b>	<b>Spectrale domein</b>	<b>Golflengte (nm)</b>	<b>Bandbreedte (nm)</b>
<b>Band 1</b>	Blauw	444	28
<b>Band 2</b>	Blauw	475	32
<b>Band 3</b>	Groen	531	14
<b>Band 4</b>	Groen	560	27
<b>Band 5</b>	Rood	650	16
<b>Band 6</b>	Rood	668	14
<b>Band 7</b>	Red edge	705	10
<b>Band 8</b>	Red edge	717	12
<b>Band 9</b>	Red edge	740	18
<b>Band 10</b>	Nabij infrarood	842	57

een correctie uitgevoerd voor vignettering en distortie, waarna het signaal werd omgezet van digital numbers naar energie. Vervolgens werden de locaties van de referentiepanelen aangeduid, en werd een empirische lijncorrectie uitgevoerd. Ten slotte werd met behulp van de gemeten inkomende straling elk beeld gecorrigeerd voor verschillen in instraling. De onbewerkte multispectrale foto's en de reflectie-metingen van de panelen dienden hier als input. De outputs waren de beelden met de gecorrigeerde reflectiewaarden voor elke band.

Bij een volgende stap in de beeldverwerking werd gebruik gemaakt van de structure-for-motion software Agisoft Metashape (versie 1.8) (Agisoft LCC, gevestigd in St. Petersburg, Rusland). Dit is een softwareproduct dat fotogrammetrische verwerking van digitale afbeeldingen uitvoert en ruimtelijke 3D-data genereert ([Agisoft, 2022](#)). In deze software werden er verschillende stappen doorlopen, deze worden hieronder kort opgelijst.

1. De multispectrale foto's werden ingeladen. Dit waren per dag alle foto's van de verschillende vluchten per site die genomen zijn met de multispectrale camera. Ter illustratie: voor Hechtel-Eksel waren dit dus foto's van vier vluchten (zie Tabel 2.3).
2. Alle foto's die genomen werden tijdens het opstijgen en landen, werden verwijderd.
3. De *image alignment* werd uitgevoerd om zo de positie van de foto's en camera's te bepalen en een *sparse point cloud* te genereren.
4. De verkeerd uitgelijnde beelden werden uitgezet en onrealistische punten van de puntenwolk werden verwijderd.



(a) *Ground Control Point of GCP*



(b) *Zes reflectiepanelen*

Figuur 2.4: Foto's van de twee referentiemetingen op grondniveau die gebruikt werden bij het veldwerk.

5. De GCP's werden geïmporteerd en aangeduid op de foto's. Hierna werden de posities van de camera's geoptimaliseerd met *optimize camera's*.
6. De orthofoto werd opgebouwd. Dit gebeurde via een batch-proces in drie stappen.
  - (i) *Build dense point cloud*
  - (ii) *Build digital elevation model of DEM*
  - (iii) *Build orthomosaic*
7. De DEM (Figuur 2.5) en orthofoto (Figuur 2.6) werden geëxporteerd om deze dan te gebruiken in QGIS (zie sectie 2.4).

Al deze stappen werden op dezelfde manier uitgevoerd voor alle onderzochte locaties.

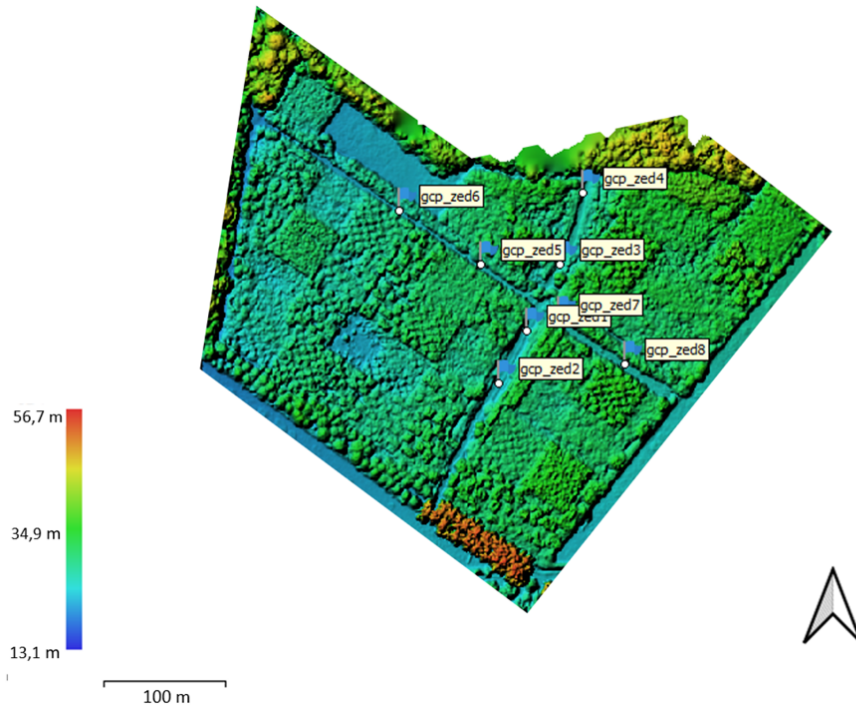
### 2.3.2 Thermale beelden

De pre-processing stap voor de thermale foto's werd op een andere manier uitgevoerd dan de multispectrale foto's. In een eerste stap werd er gebruik gemaakt van de software ThermoViewer. Dit is een software ontwikkeld door het bedrijf Teax Technology (gevestigd in Wilnsdorf, Duitsland), dat ook de gebruikte thermale camera ontwikkelde. In deze software werden volgende stappen doorlopen.

1. De thermale data werd ingeladen in ThermoViewer. De data verscheen als TMC-bestanden. Dit waren 5 à 8 TMC-bestanden per vlucht.

## 2. Materiaal en methode

---

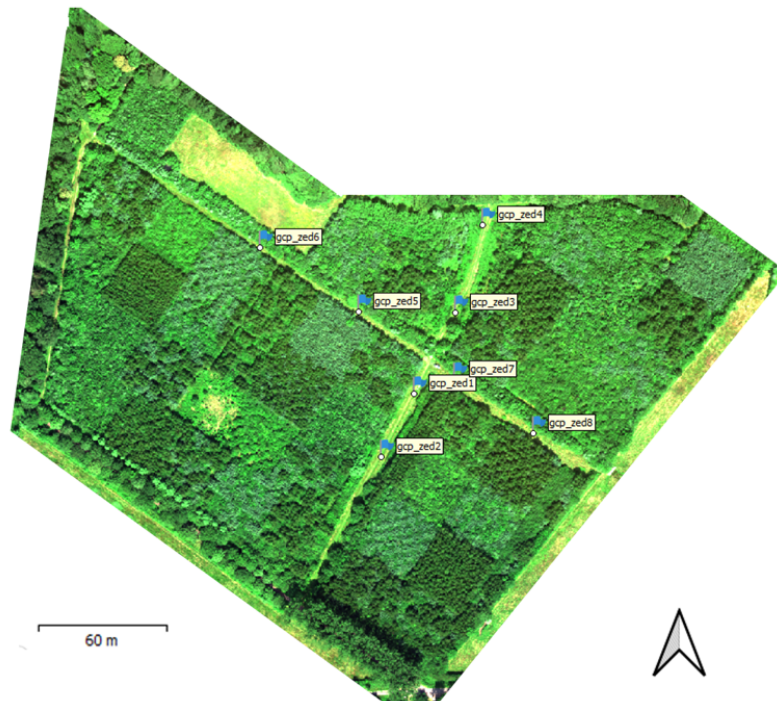


Figuur 2.5: *Digital elevation model* of DEM van Zedelgem op 21 juli. De blauwe vlagjes geven de GCP's weer.

2. Al deze TMC-bestanden werden samengevoegd om zo één groot TMC-bestand te bekomen per vlucht. In dit TMC-bestand zaten alle thermale foto's van één enkele vlucht.
3. De achtergrondtemperatuur werd bepaald op basis van de temperatuur van het aluminiumpaneel dat tijdens de vluchten werd uitgelegd op het proefvlak (zie paragraaf 2.2.4). Deze achtergrondtemperatuur werd later gebruikt in Matlab.
4. De gemiddelde vlieghoogte werd bepaald (ook voor later te gebruiken in Matlab). Dit werd bepaald door de vlieghoogte te nemen van tien foto's (geen foto's tijdens het landen of opstijgen) om vervolgens het gemiddelde te berekenen van deze tien hoogtes.
5. Alle thermale foto's werden geëxporteerd. ThermoViewer schrijft alle beelden weg in de vorm van TIF-bestanden. Er werd ook een csv-bestand gemaakt met bijkomende informatie van alle foto's (GNSS-locatie, hoogte en tijd van opname). Dit bestand werd ook in Matlab gebruikt als input.

Deze stappen werden herhaald voor elke vlucht (met thermale camera) en voor elke locatie.

In een volgende stap werd Matlab (versie R2019b) (MathWorks, gevestigd in Natick, Verenigde Staten) gebruikt. Ook hiervoor was een script ontwikkeld binnen het labo, dat beschikbaar was voor deze thesis. Aan de hand van het script 'Teax\_Proces



Figuur 2.6: RGB-beeld (Rood-Groen-Blauw) bekomen uit multispectrale orthofoto van Zelgem op 21 juli. De blauwe vlagjes geven de GCP's weer.

sing\_Full.m' werden alle nodige outputs gecreëerd die nodig waren voor een verdere stap in Agisoft Metashape. De inputs en outputs van dit script werden hieronder kort opgelijst. Alvorens dit script werd gebruikt was het belangrijk om alle (thermale) vluchten per site in één folder te zetten. Op die manier moest dit script maar één keer per locatie worden gerund.

- Inputs

- Locatie van de thermale beelden. Dit waren de beelden die gecreëerd werden door ThermoViewer (in de vorm van TIF-bestanden).
- De waarde 1 werd meegegeven bij de inputparameters *Opt\_Tcorr*, *Opt\_Sharp* en *Opt\_PosMulti*. Hierdoor zorgde het script ervoor dat er, respectievelijk, een correctie werd uitgevoerd bij lichte temperatuur fluctuaties, onscherpe foto's verwijderd werden en de posities van de multispectrale beelden gebruikt werden om zo later de beeldverwerking in Agisoft Metashape te verbeteren.
- Weercondities: relatieve vochtigheidsgraad (in %), luchttemperatuur (in °C), achtergrondtemperatuur (in °C) en vlieghoogte (in m). Deze laatste twee werden bepaald in de vorige stap met ThermoViewer. De relatieve vochtigheidsgraad en de luchttemperatuur werd verkregen via de site: <https://wow.meteo.be/nl/>. Op die manier werd een atmosferische correctie van de beelden bekomen.

## 2. Materiaal en methode

---

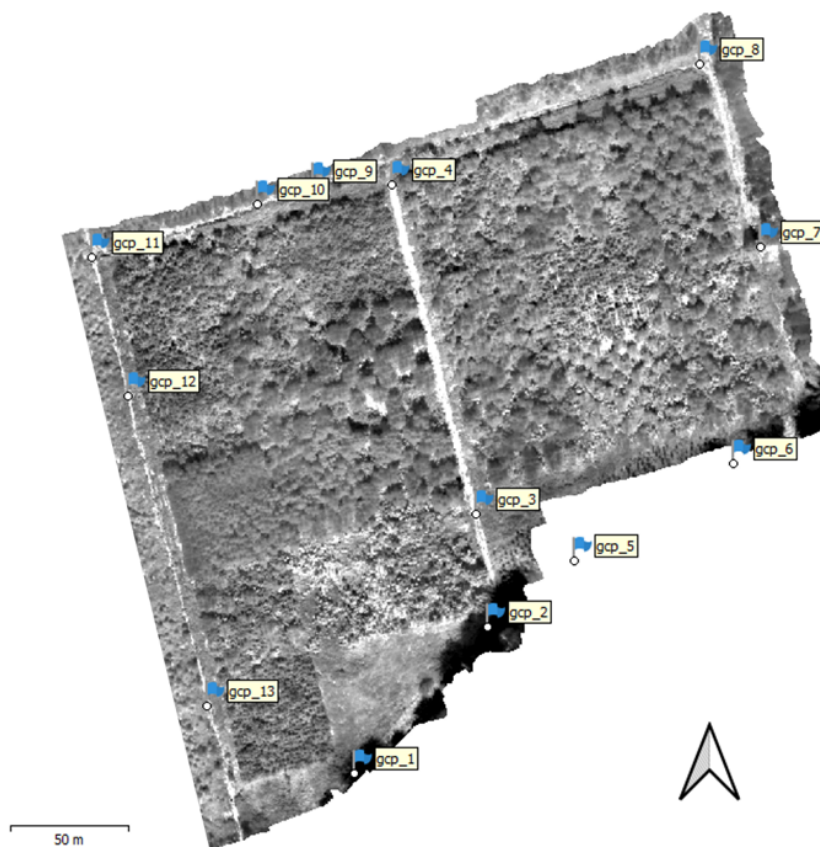
- De locatie van de multispectrale beelden en de oriëntatie van deze beelden bekomen uit de verwerking in Agisoft Metashape. Deze werden als input gebruikt om een meer correcte initiële schatting van de cameraposities te bekomen bij de *image alignment* ((Maes et al., 2017)).
- Outputs
  - Metadata: een file met de input-parameters.
  - De gecorrigeerde temperatuurbeelden. In dit eindwerk werd gebruik gemaakt van de beelden na een bijkomende correctie voor temperatuurschommelingen, omwille van wisselende weersomstandigheden (instraling, temperatuur en wind) of schommelingen in de temperatuur van de thermale sensor.
  - Een txt-file met de cameraposities. Deze file werd later gebruikt in Agisoft Metashape.

Na het uitvoeren van deze twee 'voorbereidende' stappen werd er overgeschakeld naar de beeldverwerking in Agisoft Metashape. Het stappenplan dat werd doorlopen voor de multispectrale beelden (zie paragraaf 2.3.1) is hetzelfde voor de thermale beelden met enkele uitzonderingen. Ze zijn hieronder kort opgelijst.

- Zoals al vermeld, werden de posities van de multispectrale beelden gebruikt voor de thermale beelden. Het was dan ook nodig om deze cameraposities (laatste output van het Matlabscript) in te laden in Agisoft Metashape.
- Na de *image alignment* was het duidelijk dat de *sparse point cloud* veel meer foute en onrealistische punten bevatte in vergelijking met de multispectrale beelden. Hierdoor was het nodig om deze punten uit de puntenwolk te verwijderen vooraleer er een DEM of orthofoto kon gemaakt worden. Dit kon op verschillende manieren worden gedaan:
  - Op bepaalde plekken in de lucht werden er tientallen foto's gemaakt waar eigenlijk 1 foto volstond. Dit zorgde voor fouten in de puntenwolk. Zo iets kon worden opgelost door alle overbodige camera's (met de daaraan gekoppelde foto's) uit te zetten.
  - Zoals ook bij de multispectrale beelden werd gedaan, was het ook een oplossing om de onrealistische punten te verwijderen. Dit waren bijvoorbeeld punten die onder het eigenlijke oppervlak lagen.
  - Een laatste mogelijkheid om de *sparse point cloud* 'op te kuisen' was het uitzetten van camera's met een *roll* of *pitch* waarde die groter of kleiner was dan 12% of -12%, respectievelijk.

Het eindresultaat van de thermale beeldverwerking was, net zoals de multispectrale beeldverwerking, voor elke site een bijhorende DEM en orthofoto (Figuur 2.7).





Figuur 2.7: Thermale orthofoto van Gedinne (Gouverneurs) op 14 augustus. De blauwe vlagjes geven de GCP's weer.

## 2.4 GIS-verwerking

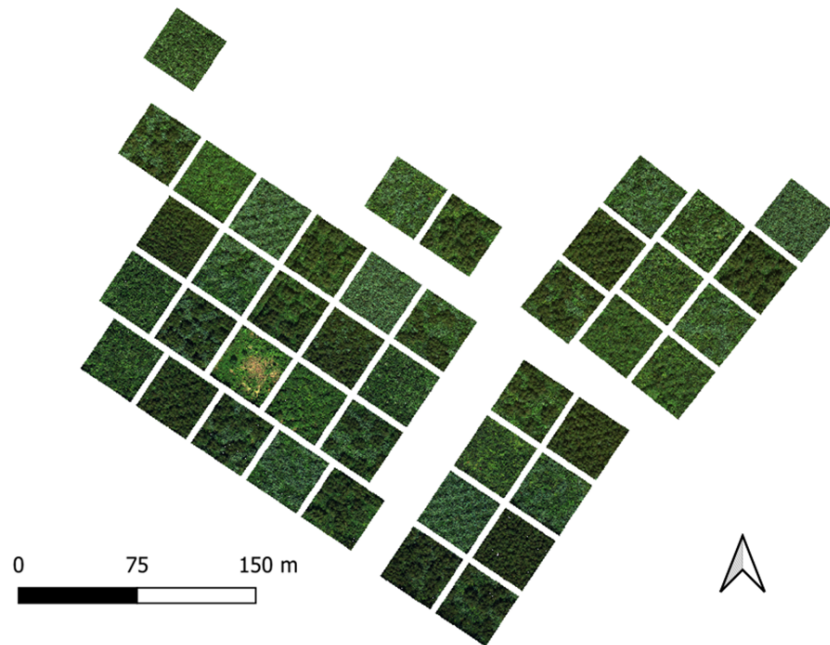
Nadat de orthofoto's en DEM's van elke site voor de thermale beelden en multi-spectrale beelden werden bekomen, werd de verdere beeldanalyse uitgevoerd in QGIS (versie 3.22) (QGIS Development Team, 2022)). Dit is een gratis open-source geografisch informatiesysteem. Met deze software kan geo-spatiale (ruimtelijke) informatie worden gemaakt, bewerkt, gevisualiseerd, geanalyseerd en gepubliceerd (QGIS, 2022).

Ook in deze software werd er een bepaald stappenplan gevolgd om tot de gewenste resultaten te komen. Dit stappenplan werd herhaald voor alle locaties en voor zowel de thermale als multispectrale beelden.

1. De orthofoto en DEM (TIF-bestanden) werden ingeladen in QGIS.
2. De orthofoto werd geclipt op basis van een beschikbare shapefile van de plotgrenzen om zo enkel de plot over te houden en dus het oppervlak buiten de plots buiten beschouwing te laten.

## 2. Materiaal en methode

3. Er werd een buffer ingesteld van -2 meter. Dit zorgde ervoor dat buitenste 2 meter van elke plot werden weggeknipt (zie Figuur 2.8). Hierdoor werd er vermeden dat aangrenzende plots elkaar beïnvloeden (overhangende bomen die aan de rand van een plot staan, kunnen de resultaten beïnvloeden van een aangrenzende plot).



Figuur 2.8: Eindresultaat van het RGB-beeld na het clippen en bufferen van de multispectrale orthofoto van Zedelgem op 21 juli.

4. Bij de multispectrale beelden waren de waarden van de verschillende banden uitgedrukt in 16-bit data. Het was echter beter om de waarden te herschalen van 0-100 om zo de reflectie uit te drukken in een percentage. De formule die gebruikt werd, is als volgt:

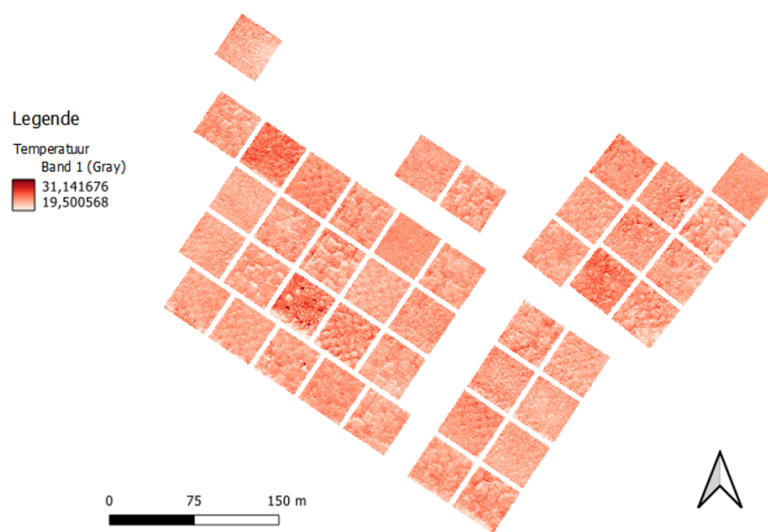
$$\text{Reflectiewaarde (in \%)} = \frac{x}{65535} \cdot 100 \quad (2.1)$$

Waarbij  $x$  de reflectiewaarde, uitgedrukt in *digital numbers*, voorstelt. Deze conversie moest voor alle tien de banden apart worden uitgevoerd.

5. Bij de thermale beelden werd de 16-bit waarde omgerekend naar temperatuur via vergelijking 2.2, met  $x$  de 16-bit waarde:

$$\text{Temperatuur (in } ^\circ\text{C)} = \frac{x}{65535} \cdot 100 - 20.15 \quad (2.2)$$

6. Met *raster calculator* werden de gewenste vegetatie-indices (VI's) voor elke pixel berekend. NDVI, green NDVI, kNDVI en EVI werden berekend om een beeld te krijgen over de LAI van de plots. NDRE en  $CI_{RedEdge}$  werden bepaald voor chlorofylgehalte van de vegetatie,  $NIR_v$  voor de FAPAR en CWSI voor de



Figuur 2.9: Eindresultaat na het clippen en bufferen van de thermale orthofoto van Zedelgem op 21 juli. Op de figuur is te zien dat de temperatuur van de vegetatie tussen 19.5 en 31.2 °C ligt.

stomatale geleidbaarheid. In Tabel 2.5 wordt een overzicht gegeven van de verschillende *leaf functional traits* met de bijhorende indices. De formules voor deze acht indices zijn opgelijst in Tabel 2.6.

Voor de eerste zeven indices was het mogelijk deze te berekenen met de multispectrale beelden. De laatste, CWSI, werd bepaald door gebruik te maken van thermale beelden. Voor deze index was niet enkel de temperatuur van de vegetatie nodig maar ook  $T_{dry}$  en  $T_{pot}$ .  $T_{dry}$  is de oppervlaktetemperatuur van een niet-transpirerend bladerdek en  $T_{pot}$  de oppervlaktetemperatuur van het bladerdek dat met een maximale snelheid transpireert (Maes and Steppe, 2019). Dit is met andere woorden de warmste en koudste plek van de vegetatie, respectievelijk. Om de hoogste en laagste temperatuur van de vegetatie te vinden werd de niet-vegetatieve oppervlakte weggefilterd. Zo was het eenvoudig om de laagste en hoogste temperatuur van de vegetatie te bepalen en dus zo ook  $T_{pot}$  en  $T_{dry}$ . Belangrijk te vermelden is dat  $T_{pot}$  en  $T_{dry}$  niet bepaald werden op plot-niveau maar wel op site-niveau. Er is dus één  $T_{pot}$  en één  $T_{dry}$  per site. Uiteindelijk werd de index CWSI met de laatste formule in Tabel 2.6 bepaald.  $T_{canopy}$  is de temperatuur van de vegetatie per pixel. Zo kan de CWSI dus per pixel berekend worden.

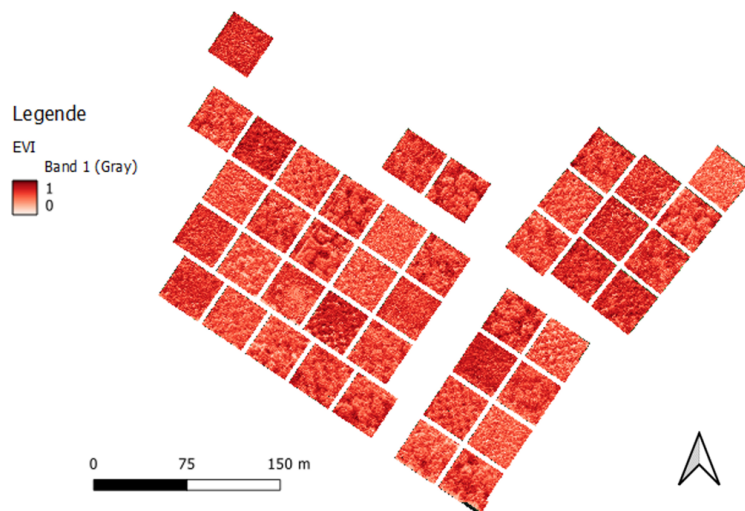
7. Met de tool *zone statistics* werden voor elke VI per plot het gemiddelde, de mediaan en de standaard afwijking bekomen.
8. Ten slotte werden alle verkregen statistieken geëxporteerd naar excel-bestanden om de data in een volgende fase statistisch te verwerken.



## 2. Materiaal en methode

Tabel 2.5: Overzicht van ecologische functies en bijhorende indices.

Leaf functional trait	Vegetatie-index
<b>LAI</b>	NDVI
	green NDVI
	kNDVI
	EVI
<b>Chlorofylgehalte</b>	NDRE
	$CI_{RedEdge}$
<b>FAPAR</b>	$NIR_V$
<b>Stomatale geleidbaarheid</b>	CWSI



Figuur 2.10: De vegetatie index EVI voor Zedelgem op 21 juli. De waarde van EVI varieert tussen 0 en 1.

Daar al de indices, behalve CWSI, gebaseerd zijn op reflecties, worden sommige indices sterk beïnvloed door schaduweffecten. Om deze invloeden te bekijken en vermijden werden de schaduweffecten uit de multispectrale orthofoto weggefilterd. Eerst werd er een drempelwaarde bepaald en alle reflecties die onder deze drempel lagen, werden als schaduw beschouwd en weggefilterd. Vervolgens verliep het berekenen van de indices analoog met het berekenen van de indices waarbij schaduw niet was weggefilterd. Het berekenen van de indices zonder schaduw is vrij gelijkaardig aan het berekenen van de indices met schaduw. Van stap 1 tot en met 5 werd er geen onderscheid gemaakt. Pas vanaf stap 6 werd er een onderscheid gemaakt tussen indices met en zonder schaduw. Dit door een extra stap toe te passen die ervoor zorgde dat de schaduw werd weggefilterd. Stappen 7 en 8 zijn vervolgens weer analoog.

De twee datasets van Gedinne (Gouverneurs en Gribelle) werden samengevoegd daar deze één experiment vormen. De finale data omvatten dus per locatie (4)

---

en per plot ( $\pm 42$ ) het gemiddelde, de mediaan en de standaardafwijking van tien indices. Eénmaal werden de indices berekend met schaduw en éénmaal zonder schaduw. Dit bracht het totaal op 100 datasets. Alvorens over te schakelen naar de statistische verwerking, werd er in excel nog een andere variabele berekend namelijk de *coefficient of variation* of CV. Deze variabele wordt gebruikt als relatieve spreidingsmaat. Deze werd berekend met volgende formule:

$$CV = \frac{\text{standaardafwijking}}{\text{gemiddelde}} \quad (2.3)$$

Een voorbeeld van hoe zo een finale dataset eruit ziet, is te vinden in de appendix Tabel B.1.

## 2.5 Statistische verwerking

Voor de statistische analyse werd gebruik gemaakt van Rstudio (versie 4.1.1) ((RStudio Team, 2022)). Per locatie werd er gekeken naar de relatie tussen het aantal boomsoorten en de waardes van de VI's. Voor Zedelgem kon er ook een vergelijking gemaakt worden tussen twee tijdstippen.

Relaties tussen vegetatie-indices (response) en de soortenrijkdom (predictor) werden bepaald door middel van lineaire regressie. Om na te gaan of er wel gebruikt mocht gemaakt worden van lineaire regressie, werden er in eerste instantie qq-plots gemaakt van de residuen. Zo werd er bepaald of de assumptie van normaliteit in residuen niet geschonden werd. Voor elke index werd er vervolgens een lineair model berekend met de CV en de mediaan als responsvariabele. Dit gebeurde met de functie *lm()*. Belangrijk om aan te geven is dat het aantal soorten beschouwd werd als categorische variabele, zodat per soortenrijdomsniveau een schatting van de coëfficiënten bekomen kon worden (in tegenstelling tot één hellingsgraad overheen de soortenrijdomsgradiënt). Uiteindelijk werden er figuren gemaakt met boxplots die de spreiding van de observaties weergeven. Daarnaast werden er ook statistische samenvattende tabellen opgesteld met de uitkomsten van een t-test in de functie *summary()*.

## 2. Materiaal en methode

Tabel 2.6: Tabel met de vegetatie-indices en bijhorende formules, gegroepeerd per *leaf functional trait*. LAI staat voor *leaf area index*, chl. geh. voor chlorofyl gehalte, FAPAR voor *fraction of absorbed photosynthetically active radiation* en Gs voor stomatale geleidbaarheid.

	<b>Vegetatie index</b>	<b>Formule</b>
<b>LAI</b>	Normalized difference vegetation index (NDVI)	$\frac{Band10_{840} - Band5_{650}}{Band10_{840} + Band5_{650}}$
	Green normalized difference vegetation index (green NDVI)	$\frac{Band10_{840} - Band4_{560}}{Band10_{840} + Band4_{560}}$
	Kernel normalized difference vegetation index (kNDVI)	$\arctan(NDVI^2)$
	Enhanced vegetation index (EVI)	$\frac{0.025 \cdot (Band10_{840} - Band5_{650})}{0.01 \cdot Band10_{840} + 0.06 \cdot Band5_{650} - 0.075 \cdot Band2_{475} + 1}$
<b>Chl. geh.</b>	Normalized difference red edge index (NDRE)	$\frac{Band10_{840} - Band8_{717}}{Band10_{840} + Band8_{717}}$
	Chlorofyl index red edge ( $CI_{RedEdge}$ )	$\frac{Band10_{840}}{Band9_{730} - 1}$
<b>FAPAR</b>	Near infrared reflectance index ( $NIR_v$ )	$(NDVI - 0.08) \cdot Band10_{840}$
<b>Gs</b>	Crop water stress index (CWSI)	$\frac{T_{canopy} - T_{pot}}{T_{dry} - T_{pot}}$



## HOOFDSTUK 3

# Resultaten

### 3.1 Effecten van schaduw op vegetatie-indices

Vooraleer er wordt gekeken naar de correlaties tussen de vegetatie-indices (VI's) en de soortenrijkdom, is het belangrijk om na te gaan welke indices al dan niet een invloed ondervinden van schaduweffecten. Hieronder zijn er drie tabellen opgesteld, opgedeeld volgens de *leaf functional trait* van de indices.

Uit Tabellen 3.1, 3.2 en 3.3 kunnen er drie hoofdzaken worden geconcludeerd:

1. Voor de variabele CV (*coefficient of variation*) is er bij vijf indices geen eenduidig antwoord. Dit wil zeggen dat er over de drie locaties heen geen éénzelfde resultaat is (bv. tweemaal een significant verschil en éénmaal niet). Dit zijn: NDVI, green NDVI, kNDVI, NDRE en  $CI_{RedEdge}$ . Voor de andere twee indices (EVI en  $NIR_V$ ) is er wel éénzelfde resultaat te vinden. Voor EVI en  $NIR_V$  is er een significant verschil voor alle drie de metingen. Dit wil dus zeggen dat schaduw een effect heeft op de waarde van deze index en hier dus rekening mee moet gehouden worden.

Voor de mediaan liggen de resultaten wat anders. Zo verschillen de resultaten over de drie metingen voor de  $CI_{RedEdge}$ , EVI en  $NIR_V$  maar is er wel een eenduidig resultaat te zien voor green NDVI, kNDVI, NDRE en NDVI. Voor deze vier indices is het zo dat op geen enkele locatie er een significante invloed is van schaduweffecten op de variabelen mediaan en CV.

2. Wat ook duidelijk is uit de vorige vaststelling, is het feit dat de mediaan veel minder gevoelig is voor schaduweffecten in vergelijking met de CV. Zo is er bij de CV 12 keer een significant verschil te merken terwijl dit bij de mediaan slechts 3 keer voorvalt. Voor elke index en locatie is het verschil bij de variabele CV negatief. Dit betekent dat de geschatte waarde kleiner is wanneer de variabele berekend is zonder schaduw t.o.v. de geschatte waarde berekend met schaduw.
3. Specifiek voor de metingen van Zedelgem in september (07/09) zijn er opvallend meer significante verschillen op te merken in vergelijking met de andere twee metingen. Voor de variabele CV is er bij alle indices een verschil voor de

---

metingen van Zedelgem 07/09, terwijl dit voor Zedelgem 21/07 en Gedinne slechts 3 en 5 keer het geval is. Voor de variabele mediaan is dit nog opmerkelijker, daar is er maar 3 keer een significant verschil en dit is 3 keer voor de metingen van Zedelgem 07/09.

Om deze sectie samen te vatten, is Tabel 3.4 opgesteld. Deze tabel geeft per index en per variabele aan of er nu wel of geen eenduidig effect te zien is. De resultaten van deze sectie worden gebruikt in de volgende sectie.

### 3. Resultaten

Tabel 3.1: Statistische resultaten van de vegetatie-indices die een maatstaf zijn voor de *leaf functional trait* LAI. De eerste rij van elke locatie (op deze rij staat in kolom 3 'Met') geeft mee wat de geschatte waarde is voor de mediaan (kolom 4) en de CV (kolom 5) van de bijhorende index (kolom 1) en locatie (kolom 2) zonder het wegfilteren van schaduw (dus met schaduw). Op de tweede rij van elke locatie (op deze rij staat in kolom 3 ' $\Delta$  (Met - Zonder)') staat het verschil tussen de geschatte waarde berekend met schaduw en de geschatte waarde berekend zonder schaduw. Wanneer er met een zekerheid van 95% kan gezegd worden dat dit verschil significant is, dan is het verschil aangeduid met blauw. De locatie Hechtel-Eksel ontbreekt omdat er voor deze metingen enkel resultaten zijn zonder schaduw waardoor er geen vergelijking mogelijk is.

Index	Locatie	Schaduw	Mediaan	CV
			Estimate $\pm$ Std. error	Estimate $\pm$ Std. error
NDVI	Zedelgem 21/07	Met	0,8962 $\pm$ 0,0030	0,0439 $\pm$ 0,0020
		$\Delta$ (Met - Zonder)	-0,0012 $\pm$ 0,0043	-0,0010 $\pm$ 0,0029
	Zedelgem 07/09	Met	0,7506 $\pm$ 0,0044	0,1229 $\pm$ 0,0046
		$\Delta$ (Met - Zonder)	0,0115 $\pm$ 0,0062	-0,0417 $\pm$ 0,0066
	Gedinne	Met	0,7349 $\pm$ 0,0058	0,1348 $\pm$ 0,0047
		$\Delta$ (Met - Zonder)	0,0055 $\pm$ 0,0082	-0,0223 $\pm$ 0,0066
Green NDVI	Zedelgem 21/07	Met	0,8279 $\pm$ 0,0038	0,0553 $\pm$ 0,0015
		$\Delta$ (Met - Zonder)	-0,0018 $\pm$ 0,0054	-0,0024 $\pm$ 0,0021
	Zedelgem 07/09	Met	0,7016 $\pm$ 0,0043	0,1159 $\pm$ 0,0043
		$\Delta$ (Met - Zonder)	0,0073 $\pm$ 0,0060	-0,0361 $\pm$ 0,0061
	Gedinne	Met	0,6837 $\pm$ 0,0064	0,1225 $\pm$ 0,0043
		$\Delta$ (Met - Zonder)	0,0038 $\pm$ 0,0091	-0,0164 $\pm$ 0,0061
kNDVI	Zedelgem 21/07	Met	0,6765 $\pm$ 0,0034	0,0650 $\pm$ 0,0032
		$\Delta$ (Met - Zonder)	-0,0013 $\pm$ 0,0047	-0,0010 $\pm$ 0,0045
	Zedelgem 07/09	Met	0,5131 $\pm$ 0,0050	0,1831 $\pm$ 0,0065
		$\Delta$ (Met - Zonder)	0,0130 $\pm$ 0,0071	-0,0510 $\pm$ 0,0092
	Gedinne	Met	0,4953 $\pm$ 0,0066	0,2087 $\pm$ 0,0076
		$\Delta$ (Met - Zonder)	0,0062 $\pm$ 0,0093	-0,0331 $\pm$ 0,0107
EVI	Zedelgem 21/07	Met	0,6449 $\pm$ 0,0093	0,2269 $\pm$ 0,0046
		$\Delta$ (Met - Zonder)	0,0060 $\pm$ 0,0132	-0,0152 $\pm$ 0,0065
	Zedelgem 07/09	Met	0,4018 $\pm$ 0,0106	0,4334 $\pm$ 0,0079
		$\Delta$ (Met - Zonder)	0,0474 $\pm$ 0,0150	-0,0874 $\pm$ 0,0111
	Gedinne	Met	0,5047 $\pm$ 0,0144	0,3848 $\pm$ 0,0095
		$\Delta$ (Met - Zonder)	0,0172 $\pm$ 0,0204	-0,0391 $\pm$ 0,0134

Tabel 3.2: Statistische resultaten voor de vegetatie-indices die een maatstaf zijn voor de *leaf functional trait* chlorofylgehalte. De eerste rij van elke locatie (op deze rij staat in kolom 3 'Met') geeft mee wat de geschatte waarde is voor de mediaan (kolom 4) en de CV (kolom 5) van de bijhorende index (kolom 1) en locatie (kolom 2) zonder het wegfilteren van schaduw (dus met schaduw). Op de tweede rij van elke locatie (op deze rij staat in kolom 3 ' $\Delta$  (Met - Zonder)') staat het verschil tussen de geschatte waarde berekend met schaduw en de geschatte waarde berekend zonder schaduw. Wanneer er met een zekerheid van 95% kan gezegd worden dat dit verschil significant is, dan is het verschil aangeduid met blauw. De locatie Hechtel-Eksel ontbreekt omdat er voor deze metingen enkel resultaten zijn zonder schaduw waardoor er geen vergelijking mogelijk is.

Index	Locatie	Schaduw	Mediaan	CV
			Estimate $\pm$ Std. error	Estimate $\pm$ Std. error
NDRE	Zedelgem 21/07	Met	0,5440 $\pm$ 0,0040	0,1454 $\pm$ 0,0018
		$\Delta$ (Met - Zonder)	-0,0031 $\pm$ 0,0057	-0,0101 $\pm$ 0,0026
	Zedelgem 07/09	Met	0,4713 $\pm$ 0,0053	0,1589 $\pm$ 0,0029
		$\Delta$ (Met - Zonder)	-0,0062 $\pm$ 0,0075	-0,0184 $\pm$ 0,0041
	Gedinne	Met	0,4680 $\pm$ 0,0075	0,1656 $\pm$ 0,0046
		$\Delta$ (Met - Zonder)	-0,0006 $\pm$ 0,0107	-0,0054 $\pm$ 0,0066
CI red edge	Zedelgem 21/07	Met	3,7344 $\pm$ 0,0414	0,4033 $\pm$ 0,1168
		$\Delta$ (Met - Zonder)	-0,0359 $\pm$ 0,0585	-0,2428 $\pm$ 0,1652
	Zedelgem 07/09	Met	1,5685 $\pm$ 0,0074	1,9437 $\pm$ 0,2550
		$\Delta$ (Met - Zonder)	-0,0437 $\pm$ 0,0105	-1,8291 $\pm$ 0,3606
	Gedinne	Met	3,0911 $\pm$ 0,0585	0,2090 $\pm$ 0,0053
		$\Delta$ (Met - Zonder)	-0,0267 $\pm$ 0,0827	-0,0120 $\pm$ 0,0076

Tabel 3.3: Statistische resultaten voor de vegetatie-index die een maatstaf zijn voor de *leaf functional trait* FAPAR. De eerste rij van elke locatie (op deze rij staat in kolom 3 'Met') geeft mee wat de geschatte waarde is voor de mediaan (kolom 4) en de CV (kolom 5) van de bijhorende index (kolom 1) en locatie (kolom 2) zonder het wegfilteren van schaduw (dus met schaduw). Op de tweede rij van elke locatie (op deze rij staat in kolom 3 ' $\Delta$  (Met - Zonder)') staat het verschil tussen de geschatte waarde berekend met schaduw en de geschatte waarde berekend zonder schaduw. Wanneer er met een zekerheid van 95% kan gezegd worden dat dit verschil significant is, dan is het verschil aangeduid met blauw. De locatie Hechtel-Eksel ontbreekt omdat er voor deze metingen enkel resultaten zijn zonder schaduw waardoor er geen vergelijking mogelijk is.

Index	Locatie	Schaduw	Mediaan	CV
			Estimate $\pm$ Std. error	Estimate $\pm$ Std. error
NIRv	Zedelgem 21/07	Met	31,0023 $\pm$ 0,6705	0,3046 $\pm$ 0,0055
		$\Delta$ (Met - Zonder)	0,3960 $\pm$ 0,9482	-0,0160 $\pm$ 0,0077
	Zedelgem 07/09	Met	16,9988 $\pm$ 0,5964	0,5540 $\pm$ 0,0098
		$\Delta$ (Met - Zonder)	2,6201 $\pm$ 0,8434	-0,0980 $\pm$ 0,0138
	Gedinne	Met	23,3728 $\pm$ 1,0464	0,4975 $\pm$ 0,0119
		$\Delta$ (Met - Zonder)	0,9935 $\pm$ 1,4798	-0,0441 $\pm$ 0,0169



### 3. Resultaten

---

Tabel 3.4: Samenvattende tabel. 'Niet eenduidig' wil zeggen dat er geen éézelfde resultaat is over de drie metingen heen. 'Ja' wil zeggen dat er een duidelijk schaduw-effect is en 'nee' betekent logischerwijs dat er geen effect is.

<b>Index</b>	<b>variabele</b>	<b>Schaduw-effect</b>
<b>NDVI</b>	CV	Niet eenduidig
	Mediaan	Nee
<b>green NDVI</b>	CV	Niet eenduidig
	Mediaan	Nee
<b>kNDVI</b>	CV	Niet eenduidig
	Mediaan	Nee
<b>EVI</b>	CV	Ja
	Mediaan	Niet eenduidig
<b>NDRE</b>	CV	Niet eenduidig
	Mediaan	Nee
<b>CI<sub>RedEdge</sub></b>	CV	Niet eenduidig
	Mediaan	Niet eenduidig
<b>NIR<sub>v</sub></b>	CV	Ja
	Mediaan	Niet eenduidig

## 3.2 Verband tussen index-waardes en soortenrijkdom

Het doel van deze sectie is om na te gaan of er correlaties zijn tussen index-waardes en soortenrijkdom. De sectie wordt opgedeeld volgens de *leaf functional trait* van de indices: LAI, chlorofylgehalte, FAPAR en stomatale geleidbaarheid (zie Tabel 2.5). De resultaten van de variabelen (binnen elke index) na het wegfilteren van de schaduw, worden enkel getoond voor die variabelen waarbij er in de vorige sectie een schaduw-effect te zien was over de drie metingen heen (in Tabel 3.4 aangeduid met 'Ja'). Voor de andere indices (in Tabel 3.4 aangeduid met 'Niet' of 'Niet eenduidig') worden de resultaten weergegeven zonder het wegfilteren van schaduw (dus met schaduw).

Per *leaf functional trait* zijn analoge tabellen opgemaakt waarin voor elke index de statistische resultaten zijn opgelijst. Naast de tabellen zijn er ook boxplots opgesteld voor elke VI en variabele. Deze boxplots geven op een grafische manier weer hoe de observaties per aantal soorten zich verhouden ten opzichte van elkaar. De boxplots bevinden zich zowel in de tekst alsook in bijlage. Wanneer de statistische resultaten uit de tabellen aangeven dat er significante verschillen zijn, dan bevinden de boxplots zich in tekst en anders zitten ze in bijlage.

### 3.2.1 LAI

De eerste ecologische functie is de LAI met NDVI, green NDVI, kNDVI en EVI als VI's. De tabellen met de statistische resultaten voor de vier indices zijn te vinden in Tabel 3.5, 3.6, 3.7 en 3.8. De bijhorende boxplots zitten in bijlage (Figuren C.2, C.1, C.3, C.4, C.5, C.6, C.7 en C.8).

Voor alle vier de VI's zijn er zeer weinig significante verschillen. Voor de index green NDVI is er een significant verschil (90% zekerheid) voor de mediaan op de locaties Zedelgem 21/07 en Hechtel-Eksel, meer specifiek bij het verschil tussen plots met 1 soort en 4 soorten. Daarnaast is er nog een significant verschil bij de index EVI voor de variabele CV en locatie Zedelgem 21/07.

Omwille van het feit dat er zeer weinig significante verschillen zijn voor de vier VI's kan er worden gesteld dat er geen significant verschil is in LAI bij een hoger aantal soorten per plot voor zowel de mediaan als de CV.

Tabel 3.5: Statistische resultaten voor NDVI. De eerste rij van een locatie geeft de geschatte waarde weer van de mediaan (kolom 3) en de CV (kolom 4) voor plots met één enkele soort. Rijen 2, 3 en 4 geven steeds het verschil weer tussen de geschatte waarde van plots met 2, 3 en 4 soorten, respectievelijk, en de geschatte waarde van plots met 1 soort. Er zijn geen significante effecten in deze tabel.

Locatie	Soortenrijkdom	Mediaan	CV
		Estimate ± Std. error	Estimate ± Std. error
Zedelgem 21/07	1	0,8906 ± 0,0059	0,0475 ± 0,0039
	Δ (1 - 2)	0,0064 ± 0,0088	-0,0061 ± 0,0057
	Δ (1 - 3)	0,0095 ± 0,0088	-0,0036 ± 0,0057
	Δ (1 - 4)	0,0075 ± 0,0088	-0,0052 ± 0,0057
Zedelgem 07/09	1	0,7488 ± 0,0091	0,1267 ± 0,0114
	Δ (1 - 2)	-0,0022 ± 0,0135	0,0026 ± 0,0169
	Δ (1 - 3)	0,0054 ± 0,0135	-0,0103 ± 0,0169
	Δ (1 - 4)	0,0042 ± 0,0135	-0,0085 ± 0,0169
Hechtel-Eksel	1	0,9207 ± 0,0054	0,0842 ± 0,0078
	Δ (1 - 2)	0,0057 ± 0,0078	-0,0148 ± 0,0114
	Δ (1 - 3)	0,0010 ± 0,0078	0,0048 ± 0,0114
	Δ (1 - 4)	0,0109 ± 0,0078	-0,0108 ± 0,0114
Gedinne	1	0,7441 ± 0,0105	0,1313 ± 0,0088
	Δ (1 - 2)	0,0056 ± 0,0163	-0,0080 ± 0,0136
	Δ (1 - 3)	-0,0262 ± 0,0163	0,0112 ± 0,0136
	Δ (1 - 4)	-0,0199 ± 0,0163	0,0122 ± 0,0136

### 3. Resultaten

Tabel 3.6: Statistische resultaten voor green NDVI. De eerste rij van een locatie geeft de geschatte waarde weer van de mediaan (kolom 3) en de CV (kolom 4) voor plots met één enkele soort. Rijen 2, 3 en 4 geven steeds het verschil weer tussen de geschatte waarde van plots met 2, 3 en 4 soorten, respectievelijk, en de geschatte waarde van plots met 1 soort. Wanneer er met een zekerheid van 90% kan gezegd worden dat er een significant verschil is, dan wordt het verschil aangeduid met lichtblauw.

Locatie	Soortenrijkdom	Mediaan	CV
		Estimate $\pm$ Std. error	Estimate $\pm$ Std. error
Zedelgem 21/07	1	0,8166 $\pm$ 0,0072	0,0559 $\pm$ 0,0029
	$\Delta$ (1 - 2)	0,0134 $\pm$ 0,0106	-0,0024 $\pm$ 0,0043
	$\Delta$ (1 - 3)	0,0159 $\pm$ 0,0106	0,0003 $\pm$ 0,0043
	$\Delta$ (1 - 4)	0,0182 $\pm$ 0,0106	-0,0008 $\pm$ 0,0043
Zedelgem 07/09	1	0,6969 $\pm$ 0,0088	0,1205 $\pm$ 0,0109
	$\Delta$ (1 - 2)	0,0019 $\pm$ 0,0130	0,0015 $\pm$ 0,0162
	$\Delta$ (1 - 3)	0,0091 $\pm$ 0,0130	-0,0113 $\pm$ 0,0162
	$\Delta$ (1 - 4)	0,0087 $\pm$ 0,0130	-0,0095 $\pm$ 0,0162
Hechtel-Eksel	1	0,8192 $\pm$ 0,0094	0,1161 $\pm$ 0,0084
	$\Delta$ (1 - 2)	0,0180 $\pm$ 0,0137	-0,0182 $\pm$ 0,0121
	$\Delta$ (1 - 3)	0,0103 $\pm$ 0,0137	-0,0017 $\pm$ 0,0121
	$\Delta$ (1 - 4)	0,0254 $\pm$ 0,0137	-0,0127 $\pm$ 0,0121
Gedinne	1	0,6932 $\pm$ 0,0115	0,1217 $\pm$ 0,0080
	$\Delta$ (1 - 2)	0,0056 $\pm$ 0,0179	-0,0062 $\pm$ 0,0125
	$\Delta$ (1 - 3)	-0,0259 $\pm$ 0,0179	0,0041 $\pm$ 0,0125
	$\Delta$ (1 - 4)	-0,0216 $\pm$ 0,0179	0,0056 $\pm$ 0,0125

Tabel 3.7: Statistische resultaten voor kNDVI. De eerste rij van een locatie geeft de geschatte waarde weer van de mediaan (kolom 3) en de CV (kolom 4) voor plots met één enkele soort. Rijen 2, 3 en 4 geven steeds het verschil weer tussen de geschatte waarde van plots met 2, 3 en 4 soorten, respectievelijk, en de geschatte waarde van plots met 1 soort. Er zijn geen significante effecten in deze tabel.

Locatie	Soortenrijkdom	Mediaan	CV
		Estimate $\pm$ Std. error	Estimate $\pm$ Std. error
Zedelgem 21/07	1	0,6703 $\pm$ 0,0065	0,0706 $\pm$ 0,0060
	$\Delta$ (1 - 2)	0,0071 $\pm$ 0,0097	-0,0092 $\pm$ 0,0090
	$\Delta$ (1 - 3)	0,0106 $\pm$ 0,0097	-0,0064 $\pm$ 0,0090
	$\Delta$ (1 - 4)	0,0084 $\pm$ 0,0097	-0,0080 $\pm$ 0,0090
Zedelgem 07/09	1	0,5110 $\pm$ 0,0103	0,1853 $\pm$ 0,0150
	$\Delta$ (1 - 2)	-0,0024 $\pm$ 0,0153	0,0082 $\pm$ 0,0223
	$\Delta$ (1 - 3)	0,0061 $\pm$ 0,0153	-0,0108 $\pm$ 0,0223
	$\Delta$ (1 - 4)	0,0048 $\pm$ 0,0153	-0,0065 $\pm$ 0,0223
Hechtel-Eksel	1	0,7029 $\pm$ 0,0057	0,1162 $\pm$ 0,0110
	$\Delta$ (1 - 2)	0,0064 $\pm$ 0,0083	-0,0199 $\pm$ 0,0159
	$\Delta$ (1 - 3)	0,0014 $\pm$ 0,0083	0,0072 $\pm$ 0,0159
	$\Delta$ (1 - 4)	0,0119 $\pm$ 0,0083	-0,0138 $\pm$ 0,0159
Gedinne	1	0,5058 $\pm$ 0,0120	0,1994 $\pm$ 0,0141
	$\Delta$ (1 - 2)	0,0064 $\pm$ 0,0185	-0,0157 $\pm$ 0,0219
	$\Delta$ (1 - 3)	-0,0298 $\pm$ 0,0185	0,0300 $\pm$ 0,0219
	$\Delta$ (1 - 4)	-0,0227 $\pm$ 0,0185	0,0267 $\pm$ 0,0219

### 3. Resultaten

Tabel 3.8: Statistische resultaten voor EVI. De eerste rij van een locatie geeft de geschatte waarde weer van de mediaan (kolom 3) en de CV (kolom 4) voor plots met één enkele soort. Rijen 2, 3 en 4 geven steeds het verschil weer tussen de geschatte waarde van plots met 2, 3 en 4 soorten, respectievelijk, en de geschatte waarde van plots met 1 soort. Wanneer er met een zekerheid van 90% kan gezegd worden dat er een significant verschil is, dan wordt het verschil aangeduid met lichtblauw.

Locatie	Soortenrijkdom	Mediaan	CV
		Estimate $\pm$ Std. error	Estimate $\pm$ Std. error
Zedelgem 21/07	1	0,6531 $\pm$ 0,0183	0,2001 $\pm$ 0,0084
	$\Delta$ (1 - 2)	-0,0063 $\pm$ 0,0272	0,0071 $\pm$ 0,0124
	$\Delta$ (1 - 3)	-0,0189 $\pm$ 0,0272	0,0195 $\pm$ 0,0124
	$\Delta$ (1 - 4)	-0,0092 $\pm$ 0,0272	0,0222 $\pm$ 0,0124
Zedelgem 07/09	1	0,4131 $\pm$ 0,0204	0,3400 $\pm$ 0,0135
	$\Delta$ (1 - 2)	-0,0223 $\pm$ 0,0303	0,0123 $\pm$ 0,0201
	$\Delta$ (1 - 3)	-0,0098 $\pm$ 0,0303	0,0082 $\pm$ 0,0201
	$\Delta$ (1 - 4)	-0,0153 $\pm$ 0,0303	0,0047 $\pm$ 0,0201
Hechtel-Eksel	1	0,7364 $\pm$ 0,0195	0,2693 $\pm$ 0,0107
	$\Delta$ (1 - 2)	-0,0216 $\pm$ 0,0283	0,0031 $\pm$ 0,0156
	$\Delta$ (1 - 3)	-0,0221 $\pm$ 0,0283	0,0256 $\pm$ 0,0156
	$\Delta$ (1 - 4)	-0,0128 $\pm$ 0,0283	0,0223 $\pm$ 0,0156
Gedinne	1	0,5235 $\pm$ 0,0262	0,3346 $\pm$ 0,0163
	$\Delta$ (1 - 2)	0,0212 $\pm$ 0,0406	-0,0193 $\pm$ 0,0253
	$\Delta$ (1 - 3)	-0,0583 $\pm$ 0,0406	0,0401 $\pm$ 0,0253
	$\Delta$ (1 - 4)	-0,0456 $\pm$ 0,0406	0,0286 $\pm$ 0,0253

---

### 3.2.2 Chlorofylgehalte

Chlorofylgehalte is een tweede *leaf functional trait* die onderzocht werd. In tegenstelling tot de vorige sectie (LAI), is er voor de indices van chlorofylgehalte wel bij verschillende indices en variabelen een significant verschil tussen monoculturen en gemengde systemen. Bij welke index, variabele of aantal soorten er een significant verschil is, hangt af van meting tot meting. De statistische resultaten voor de twee chlorofyl-indicatoren zijn te vinden in Tabel 3.9 en 3.10 en de boxplots in Figuren 3.1, 3.2, 3.3 en 3.4.

Bij de index NDRE is er bij drie van de vier locaties voor de variabele mediaan een significant verschil. Aangezien het verschil tussen 1 soort en 2, 3 of 4 soorten (rij 2, 3 en 4 van elke locatie) voor de drie locaties positief is, wil dit zeggen dat de mediaan van de index hoger is voor plots met meerdere soorten dan voor monoculturen (plots met één soort). Deze positieve trend is ook te zien in de boxplots (zie Figuur 3.1 en 3.3). Voor de variabele CV is er een omgekeerde trend. In Gedinne is er een significant lagere CV-waarde voor plots met drie soorten in vergelijking met monoculturen.

De statistische resultaten van de chlorofyl-indicator  $CI_{RedEdge}$  tonen hetzelfde effect aan als de resultaten van NDRE. Bij de mediaan is er opnieuw duidelijk een significant verschil. De mediaan is dus significant hoger voor plots met meer soorten. Dit is opnieuw het geval voor alle locaties behalve Gedinne. De resultaten voor variabele CV lopen uiteen. Terwijl er in Hechtel-Eksel een positief significant verschil is (op 90% significantie-niveau) tussen plots met drie soorten en plots met één soort, is dit voor Gedinne net het omgekeerde. De trends op Figuren 3.3 en 3.4 bevestigen deze bevindingen. Let wel op, de assen zijn voor elke locatie anders geschaald. Dit komt omdat er heel grote verschillen zijn tussen de locaties onderling.

### 3. Resultaten

Tabel 3.9: Statistische resultaten voor NDRE. De eerste rij van een locatie geeft de geschatte waarde weer van de mediaan (kolom 3) en de CV (kolom 4) voor plots met één enkele soort. Rijen 2, 3 en 4 geven steeds het verschil weer tussen de geschatte waarde van plots met 2, 3 en 4 soorten, respectievelijk, en de geschatte waarde van plots met 1 soort. Wanneer er met een zekerheid van 90% kan gezegd worden dat er een significant verschil is, dan wordt het verschil aangeduid met lichtblauw. Is er een een zekerheid van 95% dan is het verschil donkerblauw.

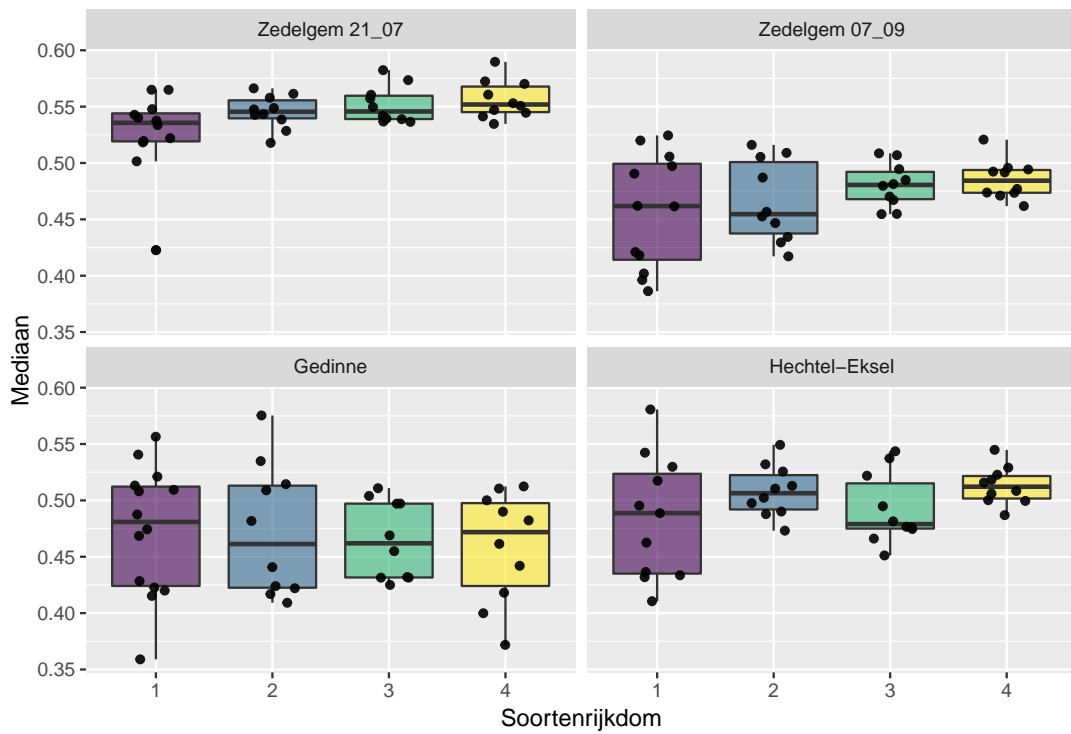
Locatie	Soortenrijkdom	Mediaan	CV
		Estimate ± Std. error	Estimate ± Std. error
Zedelgem 21/07	1	0,5263 ± 0,0070	0,1459 ± 0,0031
	Δ (1 - 2)	0,0190 ± 0,0104	-0,0023 ± 0,0046
	Δ (1 - 3)	0,0253 ± 0,0104	0,0009 ± 0,0046
	Δ (1 - 4)	0,0301 ± 0,0104	-0,0006 ± 0,0046
Zedelgem 07/09	1	0,4571 ± 0,0100	0,1597 ± 0,0068
	Δ (1 - 2)	0,0084 ± 0,0149	0,0016 ± 0,0100
	Δ (1 - 3)	0,0232 ± 0,0149	-0,0020 ± 0,0100
	Δ (1 - 4)	0,0281 ± 0,0149	-0,0028 ± 0,0100
Hechtel-Eksel	1	0,4845 ± 0,0106	0,2188 ± 0,0148
	Δ (1 - 2)	0,0236 ± 0,0153	-0,0320 ± 0,0215
	Δ (1 - 3)	0,0079 ± 0,0153	-0,0007 ± 0,0215
	Δ (1 - 4)	0,0287 ± 0,0153	-0,0142 ± 0,0215
Gedinne	1	0,4732 ± 0,0137	0,1751 ± 0,0072
	Δ (1 - 2)	-0,0003 ± 0,0212	0,0048 ± 0,0112
	Δ (1 - 3)	-0,0079 ± 0,0212	-0,0291 ± 0,0112
	Δ (1 - 4)	-0,0143 ± 0,0212	-0,0174 ± 0,0112

Tabel 3.10: Statistische resultaten voor  $CI_{RedEdge}$ . Statistische resultaten voor NDVI. De eerste rij van een locatie geeft de geschatte waarde weer van de mediaan (kolom 3) en de CV (kolom 4) voor plots met één enkele soort. Rijen 2, 3 en 4 geven steeds het verschil weer tussen de geschatte waarde van plots met 2, 3 en 4 soorten, respectievelijk, en de geschatte waarde van plots met 1 soort. Wanneer er met een zekerheid van 90% kan gezegd worden dat er een significant verschil is, dan wordt het verschil aangeduid met lichtblauw. Is er een een zekerheid van 95% dan is het verschil donkerblauw.

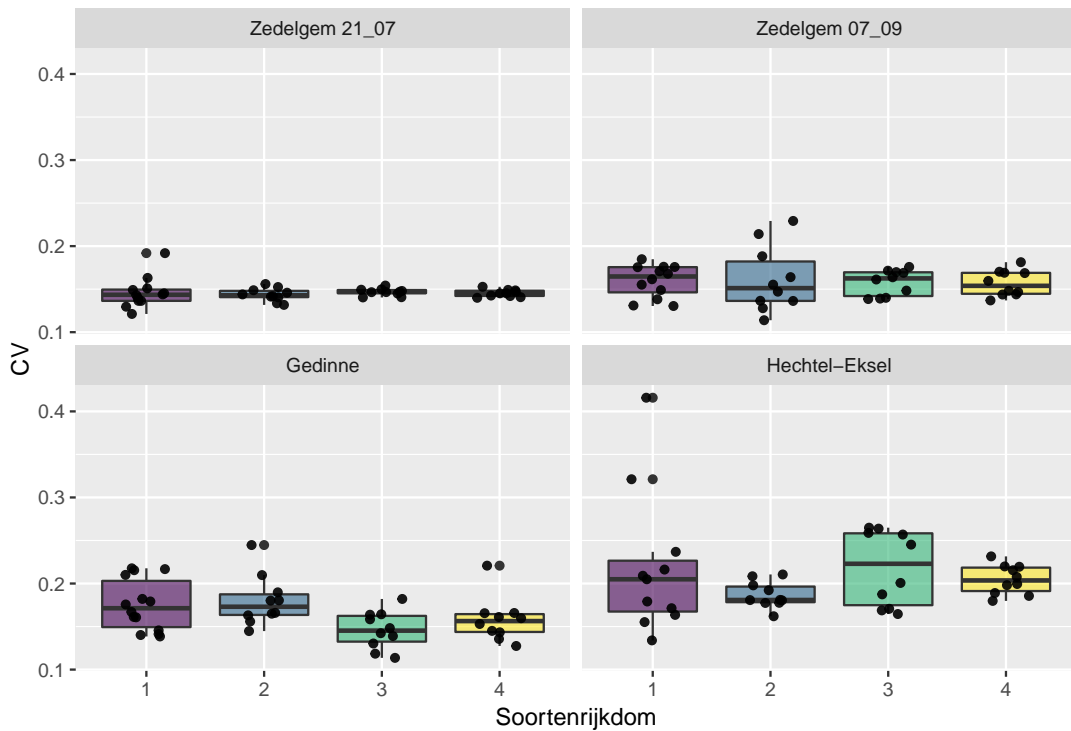
Locatie	Soortenrijkdom	Mediaan	CV
		Estimate $\pm$ Std. error	Estimate $\pm$ Std. error
Zedelgem 21/07	1	1,5216 $\pm$ 0,0144	0,2418 $\pm$ 0,3066
	$\Delta$ (1 - 2)	0,0263 $\pm$ 0,0213	0,0363 $\pm$ 0,4547
	$\Delta$ (1 - 3)	0,0364 $\pm$ 0,0213	-0,0150 $\pm$ 0,4547
	$\Delta$ (1 - 4)	0,0500 $\pm$ 0,0213	0,6569 $\pm$ 0,4547
Zedelgem 07/09	1	1,5483 $\pm$ 0,0149	1,7161 $\pm$ 0,6975
	$\Delta$ (1 - 2)	0,0155 $\pm$ 0,0221	0,5059 $\pm$ 1,0345
	$\Delta$ (1 - 3)	0,0290 $\pm$ 0,0221	0,4106 $\pm$ 1,0345
	$\Delta$ (1 - 4)	0,0401 $\pm$ 0,0221	0,0395 $\pm$ 1,0345
Hechtel-Eksel	1	1,4784 $\pm$ 0,0137	1,9160 $\pm$ 1,0525
	$\Delta$ (1 - 2)	0,0339 $\pm$ 0,0198	-0,1972 $\pm$ 1,5253
	$\Delta$ (1 - 3)	0,0157 $\pm$ 0,0198	3,0082 $\pm$ 1,5253
	$\Delta$ (1 - 4)	0,0406 $\pm$ 0,0198	0,1200 $\pm$ 1,5253
Gedinne	1	3,1287 $\pm$ 0,1051	0,2295 $\pm$ 0,0100
	$\Delta$ (1 - 2)	-0,0098 $\pm$ 0,1628	-0,0172 $\pm$ 0,0155
	$\Delta$ (1 - 3)	-0,0488 $\pm$ 0,1628	-0,0360 $\pm$ 0,0155
	$\Delta$ (1 - 4)	-0,1070 $\pm$ 0,1628	-0,0373 $\pm$ 0,0155



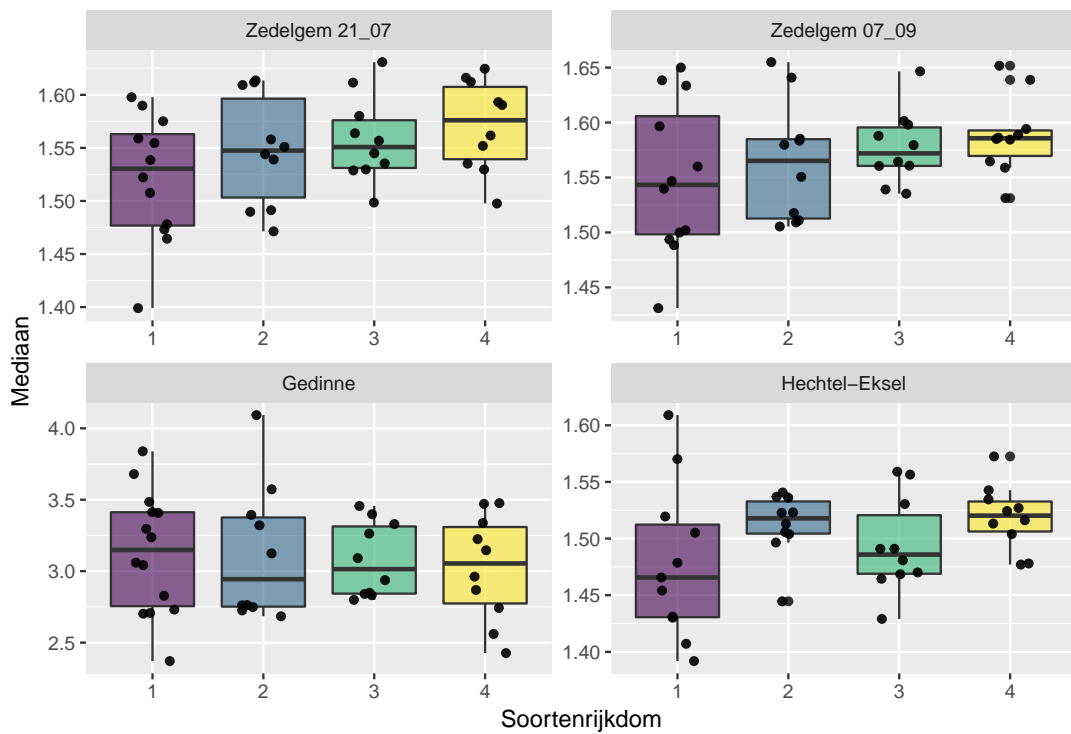
### 3. Resultaten



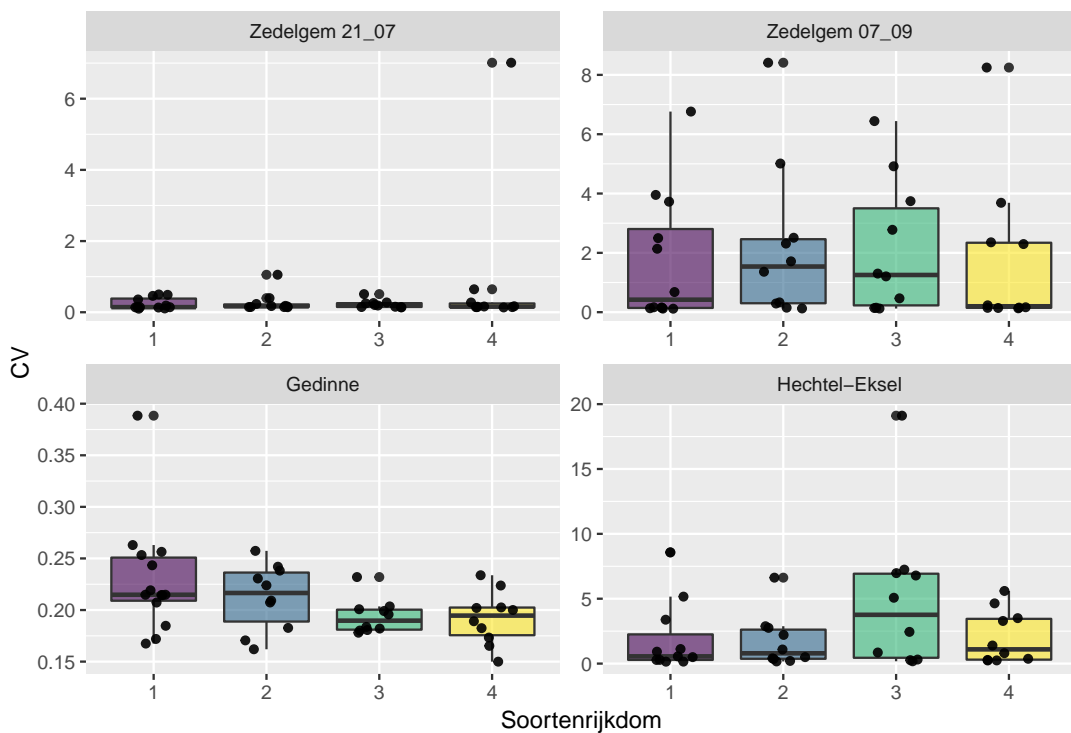
Figuur 3.1: Boxplot van de index NDRE en variabele mediaan. In Zedelgem 21/07, Zedelgem 07/09 en Hechtel-Eksel is er een significant positieve trend. In Gedinne is er geen significant effect.



Figuur 3.2: Boxplot van de index NDRE en variabele CV. Enkel in Gedinne is er een significant negatieve trend. In de andere locaties is er geen significantie.



Figuur 3.3: Boxplot van de index  $CI_{RedEdge}$  en variabele mediaan. In Zedelgem 21/07, Zedelgem 07/09 en Hechtel-Eksel is er een significant positieve trend. In Gedinne is er geen significant effect.



Figuur 3.4: Boxplot van de index  $CI_{RedEdge}$  en variabele CV. Er is enkel een significante trend in Gedinne, terwijl er in Hechtel-Eksel positief significant verschil is tussen plots met drie soorten en plots met één soort.

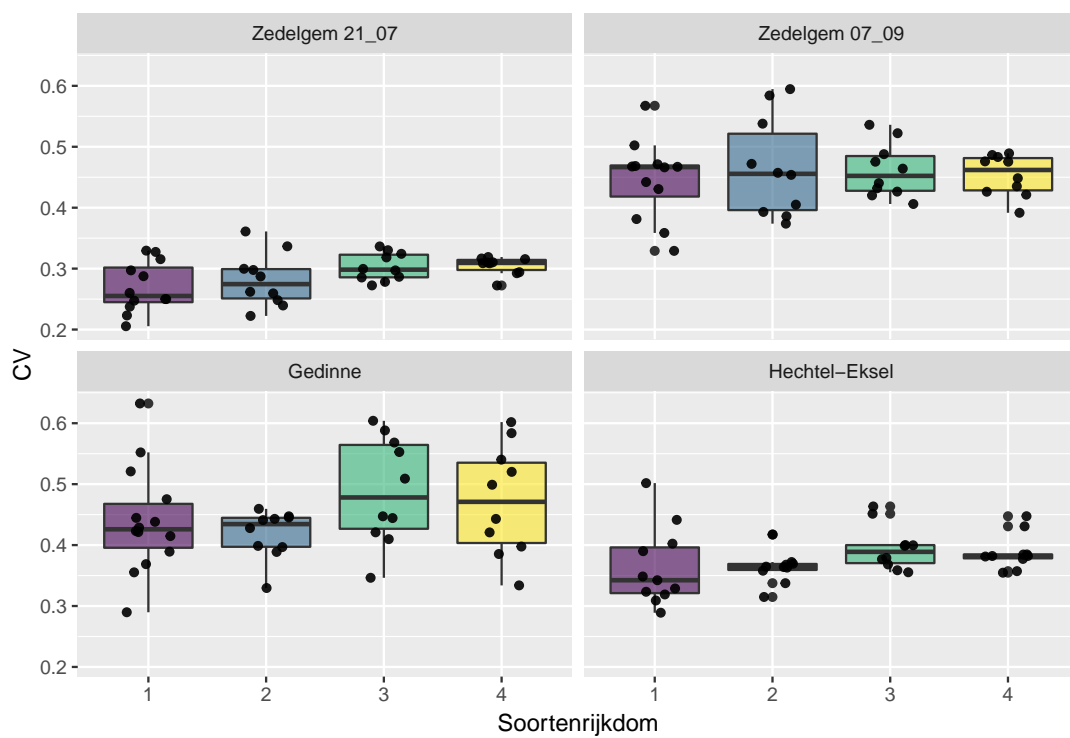
### 3.2.3 FAPAR

Deze sectie omvat resultaten over FAPAR (*fraction of absorbed photosynthetically active radiation*) met index  $NIR_V$  (zie Tabel 3.11 en Figuren 3.5 en C.9).

Voor de index  $NIR_V$  is er een significant positief verschil bij de variabele CV en meer specifiek op de locatie Zedelgem 21/07 en dit op een significantie-niveau van 95%. Ook in Hechtel-Eksel is er significant positief verschil maar hier wel op een significantie-niveau van 90%. Voor deze twee locaties kan er (voorzichtig) gesteld worden dat voor plots met meerdere soorten de FAPAR hoger ligt in vergelijking met plots met maar één soort. Deze licht positieve trends zijn ook zichtbaar in de boxplot van de variabele CV (Figuur 3.5).

Tabel 3.11: Statistische resultaten voor  $NIR_V$ . De eerste rij van een locatie geeft de geschatte waarde weer van de mediaan (kolom 3) en de CV (kolom 4) voor plots met één enkele soort. Rijen 2, 3 en 4 geven steeds het verschil weer tussen de geschatte waarde van plots met 2, 3 en 4 soorten, respectievelijk, en de geschatte waarde van plots met 1 soort. Wanneer er met een zekerheid van 90% kan gezegd worden dat er een significant verschil is, dan wordt het verschil aangeduid met lichtblauw. Is er een zekerheid van 95% dan is het verschil donkerblauw.

Locatie	Soortenrijkdom	Mediaan	CV
		Estimate $\pm$ Std. error	Estimate $\pm$ Std. error
Zedelgem 21/07	1	31,7417 $\pm$ 1,3122	0,2692 $\pm$ 0,0097
	$\Delta$ (1 - 2)	-0,5250 $\pm$ 1,9464	0,0121 $\pm$ 0,0143
	$\Delta$ (1 - 3)	-1,6827 $\pm$ 1,9464	0,0336 $\pm$ 0,0143
	$\Delta$ (1 - 4)	-0,8976 $\pm$ 1,9464	0,0356 $\pm$ 0,0143
Zedelgem 07/09	1	17,6053 $\pm$ 1,1230	0,4460 $\pm$ 0,0171
	$\Delta$ (1 - 2)	-1,1324 $\pm$ 1,6656	0,0198 $\pm$ 0,0254
	$\Delta$ (1 - 3)	-0,5730 $\pm$ 1,6656	0,0151 $\pm$ 0,0254
	$\Delta$ (1 - 4)	-0,8421 $\pm$ 1,6656	0,0073 $\pm$ 0,0254
Hechtel-Eksel	1	38,3986 $\pm$ 1,5244	0,3632 $\pm$ 0,0129
	$\Delta$ (1 - 2)	-1,9818 $\pm$ 2,2090	-0,0004 $\pm$ 0,0186
	$\Delta$ (1 - 3)	-1,9784 $\pm$ 2,2090	0,0319 $\pm$ 0,0186
	$\Delta$ (1 - 4)	-1,3788 $\pm$ 2,2090	0,0250 $\pm$ 0,0186
Gedinne	1	24,7362 $\pm$ 1,8739	0,4396 $\pm$ 0,0212
	$\Delta$ (1 - 2)	1,5941 $\pm$ 2,9030	-0,0219 $\pm$ 0,0328
	$\Delta$ (1 - 3)	-4,1903 $\pm$ 2,9030	0,0495 $\pm$ 0,0328
	$\Delta$ (1 - 4)	-3,4028 $\pm$ 2,9030	0,0329 $\pm$ 0,0328



Figuur 3.5: Boxplot van de index  $NIR_V$  en variabele CV. In Zedelgem 21/07 is er een significant stijgende trend. Ook in Hechtel-Eksel is die aanwezig maar minder uitgesproken.

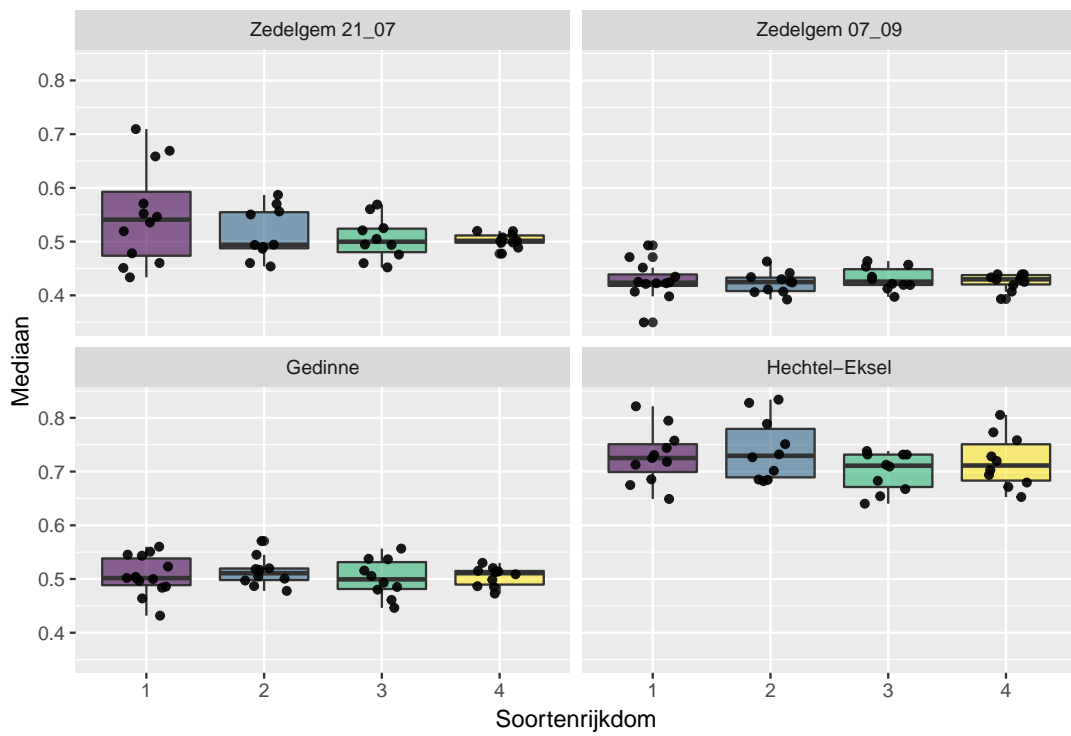
### 3.2.4 Stomatale geleidbaarheid

De laatste sectie omvat resultaten over over de stomatale geleidbaarheid met als index CWSI (zie Tabel 3.12 en Figuren 3.6 en 3.7).

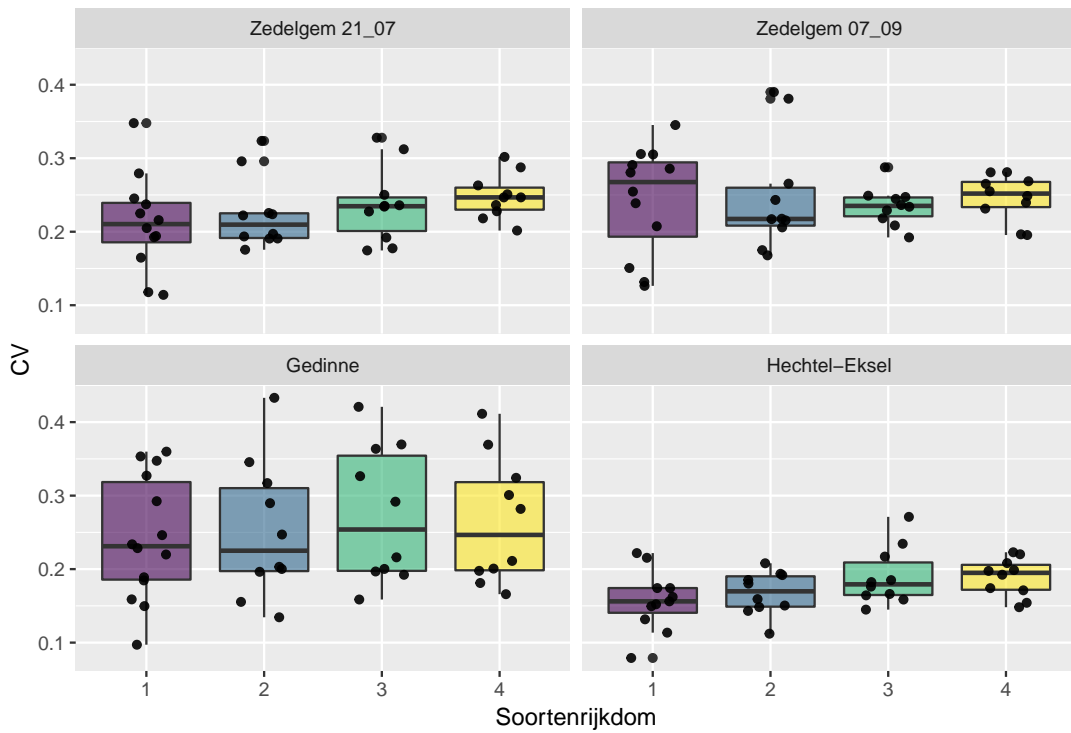
Voor CWSI zijn er significante verschillen voor Zedelgem 21/07 en Hechtel-Eksel en dit voor de mediaan en CV, respectievelijk. In Zedelgem 21/07 zijn er twee significant lagere mediaan-waardes bij plots met drie en vier soorten, dit echter op een significantie-niveau van 90%. Ook Figuur 3.6 illustreert dit. Bij de variabele CV is de omgekeerde trend te zien. Vanaf drie soorten per plot wordt de CV-waarde significant hoger. Op Figuur 3.7 is deze positieve trend ook te zien.

Tabel 3.12: Statistische resultaten voor CWSI. De eerste rij van een locatie geeft de geschatte waarde weer van de mediaan (kolom 3) en de CV (kolom 4) voor plots met één enkele soort. Rijen 2, 3 en 4 geven steeds het verschil weer tussen de geschatte waarde van plots met 2, 3 en 4 soorten, respectievelijk, en de geschatte waarde van plots met 1 soort. Wanneer er met een zekerheid van 90% kan gezegd worden dat er een significant verschil is, dan wordt het verschil aangeduid met lichtblauw. Is er een een zekerheid van 95% dan is het verschil donkerblauw.

Locatie	Soortenrijkdom	Mediaan	CV
		Estimate $\pm$ Std. error	Estimate $\pm$ Std. error
Zedelgem 21/07	1	0,5487 $\pm$ 0,0166	0,2116 $\pm$ 0,0148
	$\Delta$ (1 - 2)	-0,0344 $\pm$ 0,0246	0,0123 $\pm$ 0,0219
	$\Delta$ (1 - 3)	-0,0430 $\pm$ 0,0246	0,0252 $\pm$ 0,0219
	$\Delta$ (1 - 4)	-0,0461 $\pm$ 0,0246	0,0365 $\pm$ 0,0219
Zedelgem 07/09	1	0,4267 $\pm$ 0,0073	0,2435 $\pm$ 0,0168
	$\Delta$ (1 - 2)	-0,0033 $\pm$ 0,0108	0,0043 $\pm$ 0,0250
	$\Delta$ (1 - 3)	0,0041 $\pm$ 0,0108	-0,0088 $\pm$ 0,0250
	$\Delta$ (1 - 4)	-0,0013 $\pm$ 0,0108	0,0027 $\pm$ 0,0250
Hechtel-Eksel	1	0,7286 $\pm$ 0,0148	0,1573 $\pm$ 0,0105
	$\Delta$ (1 - 2)	0,0128 $\pm$ 0,0214	0,0100 $\pm$ 0,0152
	$\Delta$ (1 - 3)	-0,0286 $\pm$ 0,0214	0,0328 $\pm$ 0,0152
	$\Delta$ (1 - 4)	-0,0100 $\pm$ 0,0214	0,0315 $\pm$ 0,0152
Gedinne	1	0,5066 $\pm$ 0,0082	0,2420 $\pm$ 0,0236
	$\Delta$ (1 - 2)	0,0073 $\pm$ 0,0127	0,0102 $\pm$ 0,0365
	$\Delta$ (1 - 3)	-0,0048 $\pm$ 0,0127	0,0317 $\pm$ 0,0365
	$\Delta$ (1 - 4)	-0,0022 $\pm$ 0,0127	0,0224 $\pm$ 0,0365



Figuur 3.6: Boxplot van de index CWSI en variabele mediaan. Enkel in Zedelgem is er een significante trend. Deze trend is dalend.



Figuur 3.7: Boxplot van de index CWSI en variabele CV. Een positieve trend is er in Hechtel-Eksel. Voor de andere locaties is er geen significant trend. Dit neemt niet weg dat er ook in Zedelgem 21/07 een positieve trend zichtbaar is.

### 3.3 Vergelijking twee tijdstippen

Op één locatie (Zedelgem) zijn er op twee tijdstippen (21 juli en 7 september) metingen uitgevoerd. Dit geeft de kans om te kijken hoe de indices zich verhouden ten opzichte van elkaar voor de twee momenten. Er werd terug een tabel opgesteld om zo na te gaan of de index-waardes voor de twee momenten significant verschillend zijn.

Uit Tabel 3.13 is af te leiden dat er voor de meeste indices (voor zowel de CV als de mediaan) er significante verschillen zijn tussen de twee tijdstippen. Enkel voor  $CI_{RedEdge}$  is er voor beide variabelen geen significant verschil. Aangezien dit de enige index zonder een significant verschil, is het belangrijk om dit resultaat in detail te bekijken. Het wordt echter snel duidelijk dat er geen significant verschil is op een significantie-niveau van 95% maar wel op een significantie-niveau van 93% en 94.96% voor respectievelijk de mediaan en de CV. Vandaar dat het verschil niet in blauw is aangeduid. Dit neemt niet weg dat er zeker ook een significant verschil is voor deze index.

Wat ook opvallend is, is het feit dat voor de mediaan het verschil voor elke index negatief is. Dit wil dus zeggen dat de geschatte waarde in september, iedere keer lager ligt in vergelijking met de waarde van juli.

Tabel 3.13: Statistische resultaten van de vergelijking tussen de twee momenten op de locatie Zedelgem. Rij 1 van elke index geeft de geschatte waarde weer van de index voor met moment in juli. Rij 2 geeft dan weer het verschil tussen de geschatte waarde in september en in juli. Als er met een zekerheid van 95% kan worden vastgesteld dat er een significant verschil is tussen de twee momenten, dan is het verschil met blauw aangeduid.

Index	Moment	Mediaan	CV
		Estimate $\pm$ Std. error	Estimate $\pm$ Std. error
NDVI	juli	0,8962 $\pm$ 0,0040	0,0429 $\pm$ 0,0024
	$\Delta$ (juli - september)	-0,1456 $\pm$ 0,0056	0,0382 $\pm$ 0,0034
Green NDVI	juli	0,8279 $\pm$ 0,0042	0,0528 $\pm$ 0,0018
	$\Delta$ (juli - september)	-0,1263 $\pm$ 0,0060	0,0270 $\pm$ 0,0026
kNDVI	juli	0,6765 $\pm$ 0,0045	0,0640 $\pm$ 0,0041
	$\Delta$ (juli - september)	-0,1634 $\pm$ 0,0063	0,0681 $\pm$ 0,0058
EVI	juli	0,6509 $\pm$ 0,0100	0,2117 $\pm$ 0,0060
	$\Delta$ (juli - september)	-0,2017 $\pm$ 0,0140	0,1343 $\pm$ 0,0083
NDRE	juli	0,5440 $\pm$ 0,0048	0,1353 $\pm$ 0,0021
	$\Delta$ (juli - september)	-0,0727 $\pm$ 0,0068	0,0052 $\pm$ 0,0030
CI red edge	juli	1,5413 $\pm$ 0,0073	0,1605 $\pm$ 0,0163
	$\Delta$ (juli - september)	-0,0165 $\pm$ 0,0103	-0,0459 $\pm$ 0,0231
NIRv	juli	31,3983 $\pm$ 0,6350	0,2886 $\pm$ 0,0074
	$\Delta$ (juli - september)	-11,7794 $\pm$ 0,8981	0,1674 $\pm$ 0,0105
CWSI	juli	0,5193 $\pm$ 0,0069	0,2292 $\pm$ 0,0083
	$\Delta$ (juli - september)	-0,0926 $\pm$ 0,0098	0,0139 $\pm$ 0,0118



## HOOFDSTUK 4

# Discussie

### 4.1 Effecten van schaduw op vegetatie-indices

Uit sectie 3.1 volgen er drie vaststellingen: 1) enkel voor de indices EVI en  $NIR_v$  en meer specifiek voor de variabele CV heeft de schaduw een significant effect over de drie locaties heen. 2) de mediaan is veel minder gevoelig voor schaduweffecten dan de CV. 3) voor de metingen van Zedelgem 07/09 zijn er opvallend meer significante verschillen op te merken in vergelijking met de andere twee metingen. Elk van deze vaststellingen worden in de volgende alinea's besproken. In de laatste alinea wordt er op basis van de literatuur kritisch gekeken naar de gebruikte methode in dit eindwerk en geeft mee welke verbeteringen er mogelijk zijn.

Het feit dat bij de index  $NIR_v$  een significant verschil te zien is voor CV voor alle locaties, is te wijten aan de gebruikte formule (zie Tabel 2.6). Om  $NIR_v$  te berekenen, wordt in tegenstelling tot de meeste andere indices (behalve EVI en  $CI_{RedEdge}$ ), geen gebruik gemaakt van een verhouding tussen reflectiebanden. Door het feit dat er een verhouding wordt genomen van de reflectiebanden, wordt een lagere of hogere reflectie weggewerkt. Bij  $NIR_v$  is dit anders, hoe lager of hoger de reflectie hoe lager of hoger ook de waarde van de index. Wegfilteren van schaduw brengt met zich mee dat bepaalde stukken met een lagere reflectie wegvallen. Dit heeft tot gevolg dat het gemiddelde stijgt. De standaarddeviatie wordt kleiner daar lage waarden van de index wegvallen en er dus minder spreiding van de data is. De combinatie van een hoger gemiddelde en een lagere standaarddeviatie leidt dus tot een lagere CV bij het wegfilteren van de schaduw. Voor EVI geldt dezelfde verklaring. Ook hier is de formule geen zuivere verhouding van reflectiebanden waardoor een lagere of hogere reflectie een invloed heeft op de waarde van de index. Ook hier zorgt het wegfilteren ervoor dat de lage reflectiemetingen wegvallen. Dit resulteert in een lagere waarde van EVI. Wanneer de lage reflectiemetingen voor schaduw weggelaten worden, stijgt de gemiddelde waarde voor EVI en daalt dus de CV.

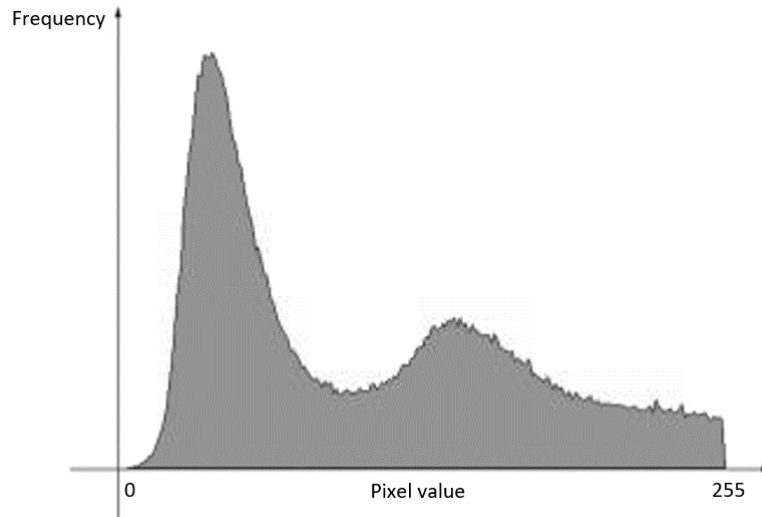
Het verschil tussen de CV en de mediaan is te verklaren door het feit dat CV een verhouding is van de standaarddeviatie en het gemiddelde. Bij kleine datasets hebben uitschieters een invloed op deze standaarddeviatie waardoor bij uitschieters de standaarddeviatie vergroot en dus vervolgens ook de CV vergroot. Dit effect van uitschieters treedt in veel mindere mate op bij de mediaan omdat deze de middelste waarde neemt.

---

Het feit dat er in de metingen van Zedelgem 07/09 veel meer significante verschillen te vinden zijn, ligt aan het feit dat er hier veel meer delen van het proefveld in de schaduw liggen. Hoe meer delen er in de schaduw liggen, hoe meer delen er worden weggefilterd. In tegenstelling tot de andere metingen (Zedelgem 21/07 en Gedinne 14/08) zijn er in Zedelgem 07/09 veel grotere stukken weggefilterd. Het feit dat er hier dan ook meer significante verschillen optreden kan wijzen op het feit dat veel schaduw het effect van schaduw op de indices versterkt.

Het bepalen welke pixels al dan niet in de schaduw liggen, is in dit eindwerk bepaald door het vastleggen van een drempelwaarde. Deze drempelwaarde werd echter bepaald op basis van eigen observaties. Dit kan een reden zijn waarom de resultaten uiteenlopend zijn voor de verschillende locaties. Met betrekking tot schaduwdetectie zijn er twee belangrijke benaderingen gerapporteerd in de literatuur, benaderingen op basis van een model en op basis van eigenschappen (Song et al., 2013). De modelgebaseerde benadering vertoont een goede performantie voor bepaalde type objecten (bv. auto's of gebouwen) maar is minder geschikt voor beelden met een grote diversiteit aan objecten. De eigenschapegebaseerde benadering wordt veel meer gebruikt in de literatuur daar het principe en de implementatie veel eenvoudiger is. De benadering omvat in het algemeen vier categorieën: gebaseerd op drempelwaarde, op kleur-transformatie, op regiogroei en op classificatie. De eerste categorie is het meest relevant aangezien er in dit eindwerk ook gewerkt is met een drempelwaarde. De schaduwpixels en de niet-schaduwpixels worden bepaald aan de hand van een vooraf bepaalde drempelwaarde. In de studie van Dare (2005) wordt de drempelwaarde ingesteld op basis van het beeldhistogram. Dit beeldhistogram neemt de vorm aan van een bimodale distributie (zie Figuur 4.1). Proefondervindelijk werd vastgesteld dat het gemiddelde van de twee pieken consequent nauwkeurige drempelwaardes geeft voor het scheiden van de schaduw van de niet-schaduw gebieden. Er is nog een tweede aspect dat er kan voor zorgen dat de drempelwaarde accurater wordt. In dit onderzoek werd er namelijk gebruik gemaakt van RGB-beelden om de drempelwaarde te bepalen. Echter, uit de studie van Yamazaki et al. (2009) blijkt dat de stralingsverhouding (schaduw/zonlicht) kleiner wordt naarmate de golflengte langer is. Het contrast tussen schaduw en zonlicht is dus veel groter voor golflengtes in het NIR-spectrum. Om die reden is het beter om de drempelwaarde te bepalen door te kijken naar de reflecties in het NIR-spectrum i.p.v. in het zichtbare spectrum. Belangrijk om te vermelden is het feit dat deze studies uitgevoerd werden op urbane gebieden en dus niet op vegetatie. Dit sluit niet uit dat deze methodes accurater zijn dan de gebruikte methode (om schaduwpixels te detecteren) in dit eindwerk.

In dit eindwerk was de 'schaduw-vraag' vooral een technische vraag. Het doel was om te kijken welke indices al dan niet een invloed ondervinden van schaduw-effect. Uit de resultaten kwam er dus dat de schaduw enkel voor de indices EVI en  $NIR_v$  en meer specifiek voor de variabele CV, een significant effect heeft over de drie



Figuur 4.1: Bimodale distributie van het beeldhistogram. De eerste piek vertegenwoordigt de pixelwaarden in de gebieden die niet in de schaduw liggen. De tweede piek duidt op de pixelwaarden van de gebieden die wel in de schaduw liggen. De pixelwaarden drukken de grijswaardes uit die variëren van 0 tot 255 (Dare, 2005).

locaties. Enkel voor deze indices (EVI en  $NIR_v$ ) en variabele (CV) werd er in de verdere analyse van de thesis rekening gehouden met schaduwdeelen. Vooral de CV van de indices EVI en  $NIR_v$  bepaald werden, werd de schaduw weggefilterd aangezien de schaduw een sterke invloed heeft op de waarde van de CV.

## 4.2 Correlatie tussen index-waardes en soortenrijkdom

### LAI

Op geen enkele locatie en voor geen enkele LAI-indicator (NDVI, green NDVI, kNDVI en EVI) is er een relatie te zien tussen de soortenrijkdom en de LAI. Nochtans zijn er verschillende voorgaande studies die bewijzen dat er in boscystemen wel degelijk een correlatie is en meer specifiek een positieve correlatie.

Morin et al. (2011) voerden simulaties uit met een successiemodel toegepast op bossen die variëren in soortenrijkdom en -samenstelling op 11 plaatsen in Midden-Europa langs een sterke klimatologische gradiënt. De resultaten bevestigen dat het meest diverse bos een hogere LAI heeft in vergelijking met de LAI van monoculturen. Het belang van functionele diversiteit in het bevorderen van LAI werd bevestigd door de sensitiviteitsanalyse. De analyse maakte duidelijk dat het wegnemen van de diversiteit van schaduwtolerantie, maximumhoogte en groeisnelheid tussen soorten het verschil in gemiddelde LAI tussen het meest diverse bos en monoculturen sterk reduceerde. Het grote verschil tussen de studie van Morin et al. (2011) en dit eindwerk is het feit dat het successiemodel van Morin et al. (2011)

---

simulaties uitvoert over een tijdsperiode van 2000 jaar. In dit eindwerk zijn de bestudeerde bossen maar een goede 10 jaar geleden aangeplant. Dit kan suggereren dat soortenrijkdom pas op langere termijn een invloed heeft op de LAI. Aangezien het meeste onderzoek over de relatie tussen biodiversiteit en het functioneren van ecosystemen verricht is op snelgroeïende graslanden, is er weinig geweten over de periode die bosccosystemen nodig hebben voor de ontwikkeling van relaties tussen biodiversiteit en het functioneren van deze ecosystemen, juist omdat deze periode in graslandexperimenten zo kort is (Scherer-Lorenzen et al., 2007).

Ook werden gegevens uit lopend onderzoek van M.Sc. Mengxi Wang (CAVElab, UGent) ter beschikking gesteld. In de Zedelgem FORBIO-site werden tijdens dezelfde periode als de UAV-metingen *terrestrial LiDAR sensor* gebaseerde schattingen van de plantbiomassa (*effective plant area index*, PAI) bepaald. Van elke plot werd de gemiddelde plantoppervlakte bepaald. De eerste resultaten liggen in lijn met de resultaten uit dit eindwerk. De soortendiversiteit heeft geen significante invloed op de plantbiomassa.

### **Bladchlorofylgehalte**

Op basis van de twee chlorofyl-indicatoren kan er worden vastgesteld dat de soortenrijkdom wel degelijk een significante invloed heeft op chlorofylgehalte. De mediaan vertoont voor drie van de vier locaties een stijgende trend bij een hogere soortenrijkdom. Dit duidt dus op een positieve correlatie tussen chlorofylgehalte en soortenrijkdom. Er zijn echter maar voor één locatie significante verschillen merkbaar op een significantieniveau van 95% (zie Tabel 3.9).

Het feit dat er voor de variabele CV op slechts één enkele locatie één significant verschil is, kan een indicatie geven dat de CV daalt bij een hogere soortenrijkdom. Wat dus betekent dat de spreiding van de index-waardes binnen een plot kleiner is. Maar dat ene verschil kan ook beschouwd worden als een 'uitschieter' waar geen verdere betekenis aan moet gegeven worden.

De principes van het *leaf economic spectrum* en het *fast-slow continuum* kunnen een verklaring bieden waarom het chlorofylgehalte in bladeren in plots met meerdere soorten hoger is (Díaz et al., 2016; Reich, 2014; Wright et al., 2004). In mengingen steken de kronen van snelgroeïende soorten boven die van traaggroeïende soorten (Jucker et al., 2015). Het *leaf economic spectrum* en het *fast-slow continuum* stellen dat een snelle groei gecorreleerd is met een hoog stikstofgehalte in bladeren. En zoals beschreven in sectie 1.3.2, is stikstofgehalte sterk gecorreleerd met chlorofylgehalte. Er kan dus verwacht worden dat mengingen meestal een hoger chlorofylgehalte hebben omdat de kans dat er een snelgroeïende boomsoort tussen staat, groot is. Bij monoculturen ligt het anders. Een monocultuur van een snelgroeïende boomsoort zal hoge chlorofylgehaltenes hebben in tegenstelling tot een monocultuur van traaggroeïende boomsoorten. Dit wil met andere woorden zeggen dat de spreiding van chlorofylgehaltenes veel groter is voor monoculturen

dan voor composities omdat de ene monocultuur een traaggroeiende soort kan bevatten met lage chlorofylgehaltenes en de andere een snelgroeiende boomsoort met hoge chlorofylgehaltenes. De spreiding op de mediaan-data toont ook aan dat de spreiding verkleint wanneer er meer soorten aanwezig zijn (zie Figuren 3.1 en 3.3). Dit duidt op het feit dat er een sterkere homogeniteit heerst bij composities dan bij monoculturen. Ookal werd er in dit eindwerk niet in detail gekeken naar de soorten-samenstelling van plots, toch is er op basis van de ruwe data een indicatie dat de waarden van de mediaan voor de indices NDRE en  $CI_{RedEdge}$  van een snelgroeiende soort, zoals berk, hoger liggen dan voor traaggroeiende soorten (bv. eik). Er is hier echter wel verder onderzoek nodig om dit duidelijk aan te tonen.

### FAPAR

Voor de FAPAR-indicator  $NIR_v$  is er enkel voor de variabele CV een licht positieve trend bij twee locaties (Zedelgem 21/07 en Zedelgem 07/09). Aangezien er enkel bij deze vegetatie-index een correlatie is voor de CV en niet voor de mediaan, is het belangrijk om dit meer in detail te bekijken. Tabel 3.11 en Figuur 3.5 tonen aan dat het op beide locaties gaat om een positieve correlatie. Daar de CV berekend is op basis van het gemiddelde en standaarddeviatie, zijn er twee mogelijke opties. Oftewel is het gemiddelde kleiner oftewel is de standaarddeviatie groter. Aangezien de mediaan gelijk is bij een hogere soortenrijkdom kan er worden vanuit gegaan dat het gemiddelde dit ook is. De stijging in CV is dus te wijten aan een hogere variabiliteit bij een hogere soortenrijkdom. Bij plots met drie en vier soorten liggen de index-waarden van  $NIR_v$  dus verder uit elkaar.

FAPAR wordt vaak gezien als de resultante van chlorofylgehalte enerzijds en LAI anderzijds (zie sectie 1.3.3) (Liang and Wang, 2019). De resultaten voor LAI tonen aan dat er geen verschillen zijn. Voor chlorofylgehalte zijn er subtiele verschillen. Dit maakt dat er wordt verwacht dat er voor FAPAR ook geen of geen duidelijke verschillen zijn tussen monoculturen en composities. Dit is dan ook wat de resultaten aantonen. Wat echter opmerkelijk is, is het feit dat de CV significant positieve verschillen vertoont voor de index  $NIR_v$  (wel enkel in Zedelgem 21/07) terwijl dit niet het geval is voor LAI en chlorofylgehalte. Een grotere CV betekent dat er meer variatie is binnen een plot met meerdere soorten, wat logisch is. Verschillende soorten kunnen een verschillende ecologische strategie hebben (Wright et al., 2004; Donovan et al., 2011).

### CWSI

Zowel de resultaten van de mediaan als de variabele CV leveren weinig significante verschillen op. Voor de mediaan is er maar één locatie waarbij er een licht dalende trend merkbaar is (Zedelgem 21/07). Hoe groter de soortenrijkdom, hoe kleiner de mediaan van CWSI. Een lage CWSI betekent een hogere transpiratie. De resultaten zijn echter niet overtuigend genoeg om te concluderen dat de soortenrijkdom invloed heeft op de stomatale geleidbaarheid van de vegetatie. Op basis van de

---

CV kan dezelfde conclusie worden genomen als bij de index  $NIR_V$  behalve dat dit nu het geval is voor Hechtel-Eksel: bij plots met drie en vier soorten liggen de index-waardes van CWSI dus verder uit elkaar. De variatie in stomatale geleidbaarheid is dus meer variabel in gemengde ecosystemen omdat er meer variatie is in stomatale geleidbaarheid binnen een plot met meerdere soorten.

Een reden waarom er weinig verschil merkbaar is bij een verschillend aantal soorten, kan zijn door het feit dat er in de zomer van 2021 vrij veel neerslag is gevallen waardoor zowel de monoculturen als plots met meerdere soorten geen waterstress in deze periode ondervonden.

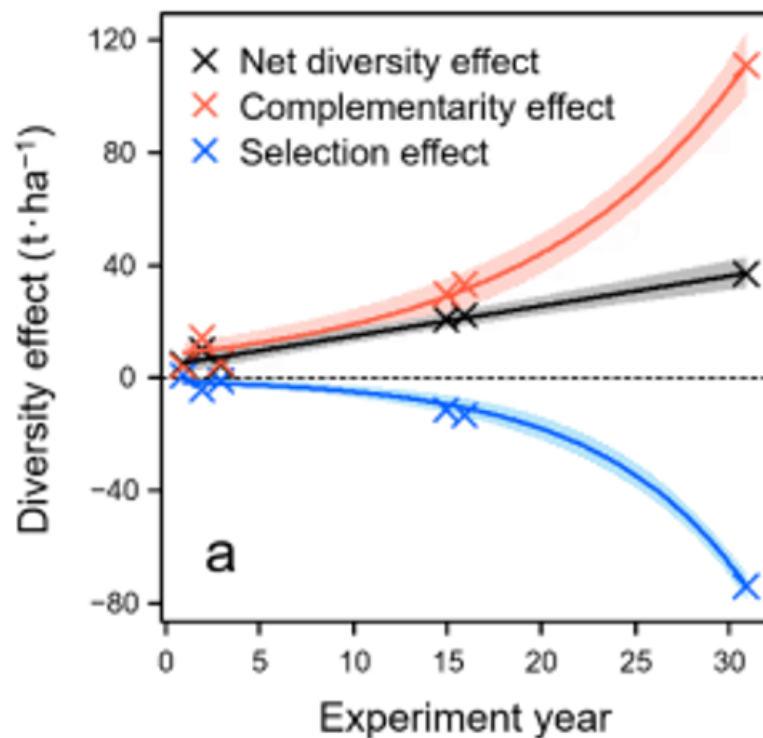
## **Algemeen**

Algemeen kan er worden gesteld dat de boomsoortenrijkdom een beperkte invloed heeft op de vier onderzochte *plant functional traits* en dus onrechtstreeks op het ecosysteemfunctioneren. Een andere studie (Zhang et al., 2022) die reeds onderzoek deed naar het effect van biodiversiteit op de sites van het FORBIO-experiment, geeft de mogelijkheid om de resultaten naast elkaar te leggen. Zhang et al. (2022) onderzochten de rol van de soortenrijkdom en -samenstelling van bomen op het microklimaat onder het bladerdak. Boomkruinen kunnen temperatuurschommelingen in aanzienlijke mate bufferen, wat leidt tot lagere maximumtemperaturen, hogere minimumtemperaturen en een grotere beschikbaarheid van water op de bosbodem. De bevindingen tonen aan dat soortenrijkdom en -samenstelling wel degelijk een invloed hebben op het microklimaat. Wanneer er zuiver wordt gekeken naar de soortenrijkdom is er voor Gedinne een netto-diversiteitseffect van 12.5%. Zhang et al. (2022) linkt dit lage percentage aan het feit dat sommige soorten op de site traag groeien. Dit kan ook de reden zijn waarom de resultaten in Gedinne geen diversiteitseffect aantoonde. In Hechtel-Eksel werden netto-diversiteitseffecten waargenomen in 50% en 30% van de composities. De studie stelde vast dat deze diversiteitseffecten voornamelijk worden aangedreven door complementariteitseffecten. In tegenstelling tot het onderzoek uitgevoerd in dit eindwerk, ontdekte de studie wel een hogere productiviteit bij een hogere soortenrijkdom. Het verschil is dat Zhang et al. (2022) gekeken hebben naar het grondvlak van stammen, terwijl dit eindwerk gebruik maakte van vegetatie-indices om een inschatting te maken van de productiviteit. Ten slotte werd er in Zedelgem een diversiteitseffect van 50% waargenomen met het selectie-effect als drijvende kracht, vooral door de hoge productiviteit van ruwe berk.

Eén van de redenen waarom er weinig tot geen diversiteitseffecten te zien zijn, kan liggen aan het feit dat de onderzochte bossen nog vrij jong zijn (ongeveer 10 jaar oud). Tatsumi (2020) deed onderzoek op een 31-jarig experimenteel bos en onderzocht hoe het diversiteitseffect evolueert doorheen de jaren. Het complementariteitseffect was positief en nam exponentieel toe met de tijd, in tegenstelling tot het selectie-effect, dat negatief was en exponentieel afnam met de tijd. Het netto-

#### 4. Discussie

diversiteitseffect nam lineair toe met de tijd. Figuur 4.2 illustreert deze drie trends. De conclusie van [Tatsumi \(2020\)](#) was dan ook dat de positieve effecten van diversiteit in bossen accumuleren doorheen de tijd. Het diversiteitseffect werd in deze studie uitgedrukt in bovengrondse biomassa (ton per hectare). De inschatting van de biomassa werd niet gemaakt op basis van VI's maar op basis van de diameter van de stam op borsthoogte of de hoogte van elke individuele boom. Studies die onderzoeken hoe soortenrijkdom effect heeft op ecosysteemfunctioneren op basis van VI's ontbreken. Zo een studie zou duidelijkheid kunnen brengen waarom er op basis van VI's na 10 jaar weinig tot geen verschil is bij een hogere diversiteit.



Figuur 4.2: Veranderingen in de tijd in het netto diversiteitseffect, complementariteitseffecten en selectie-effecten, op de bovengrondse biomassa, uitgedrukt in ton per hectare. De kruisjes geven de waargenomen waarden aan. De lijnen zijn de passende modellen, waarbij een lineair model werd gekozen voor het netto diversiteitseffect en exponentiële modellen voor het complementariteits- en selectie-effect. De gearceerde gebieden tonen de 95% betrouwbaarheidsintervallen van de modellen ([Tatsumi, 2020](#)).

Er zijn dan wel verschillende experimenten waaruit blijkt dat biodiversiteit het ecosysteemfunctioneren kan verbeteren, er zijn ook studies die niet alleen positieve effecten waarnemen van biodiversiteit op het ecosysteemfunctioneren ([Forrester and Bauhus, 2016](#)). [Yachi and Loreau \(2007\)](#) gebruikten een eenvoudig dynamisch model om te onderzoeken wat de effecten zijn van soortendiversiteit op lichtcompetitie in plantgemeenschappen. Uit de resultaten bleek dat er door de verschillen in bladarchitectuur efficiënter gebruik werd gemaakt van het beschikbare licht waardoor de totale biomassa van planten in mengsels verhoogt. De resultaten toonden



---

nog een ander belangrijk aspect aan. Competitieve onbalans (bv. bepaalde soorten groeien veel sneller waardoor traaggroeiende soorten worden weggeconcentreerd) kan het effect van complementariteit tegengaan. Het complementaire gebruik van hulpbronnen is dus niet voldoende om de totale plantenbiomassa te verhogen in soortenrijke gemeenschappen. Het competitieve evenwicht tussen soorten speelt ook een belangrijke rol. Ook de studie van [Forrester and Albrecht \(2014\)](#) bewees dat complementariteitseffecten omtrent de efficiëntie in lichtgebruik afhankelijk zijn van de kroonstructuur van soorten. Het feit dat er misschien een competitieve onbalans is in de experimentele bossen kan nog een reden zijn waarom er weinig tot geen biodiversiteitseffect is.

Een andere reden waarom soortenrijkdom geen significant effect heeft, kan misschien te wijten zijn aan de manier van aanplanten. De jonge bomen werden aangeplant in groepen van (3x3) bomen waardoor een plot bestaat uit een groep subplots van gelijke soorten. Dit kan ervoor zorgen dat er minder sterke interactie is tussen de soorten.

Een ander biodiversiteitseffect dat voor alle indices en voor de meeste metingen wel duidelijk geldt: de variatie in de mediaan neemt sterk af naarmate er meer soorten zijn in een plot. De boxplots tonen dit aan (Figuren [C.1](#), [C.3](#), [C.5](#), [C.7](#), [3.1](#), [3.3](#), [C.9](#) en [3.6](#)). De spreiding op de mediaan-data verkleint naarmate het aantal soorten in de plot stijgt. Dit betekent dat de controle van het ecosysteem over de omgeving toeneemt met het aantal soorten. Een meer constante biomassa, chlorophylgehalte, FAPAR en watergebruik geeft aan dat composities een betere controle uitoefenen op het systeem. Er zijn twee studies, die ook gewerkt hebben op het FORBIO-experiment, waarin er gerelateerde effecten werden onderzocht. [Van de Peer et al. \(2016\)](#) deden onderzoek naar het overleven van jonge bomen in experimentele boomaanplantingen. Ze kwamen hierbij tot de conclusie dat het mengen van boomsoorten een doeltreffende beheersstrategie kan zijn om het risico van mislukte aanplantingen in jonge plantages te verminderen. De reden hiervoor is het feit dat biodiversiteit de ruimtelijke en temporele variantie verlaagt ([Van de Peer et al., 2016](#)). De tweede studie ([Dhiedt et al., 2022](#)) onderzoekt het effect van de boomsoortenrijkdom op de variabiliteit van de chemische eigenschappen van de bodem binnen en tussen de plots. [Dhiedt et al. \(2022\)](#) hadden verwacht dat de variatie in chemische eigenschappen van de bodem tussen de plots zou dalen bij een hogere soortenrijkdom, maar vonden weinig bewijs om deze hypothese te bevestigen.

### **4.3 Vergelijking twee tijdstippen**

De waarde van bepaalde indices is afhankelijk van het moment waarop de metingen zijn uitgevoerd. Dit is het geval voor alle indices. Het is dus belangrijker in dit

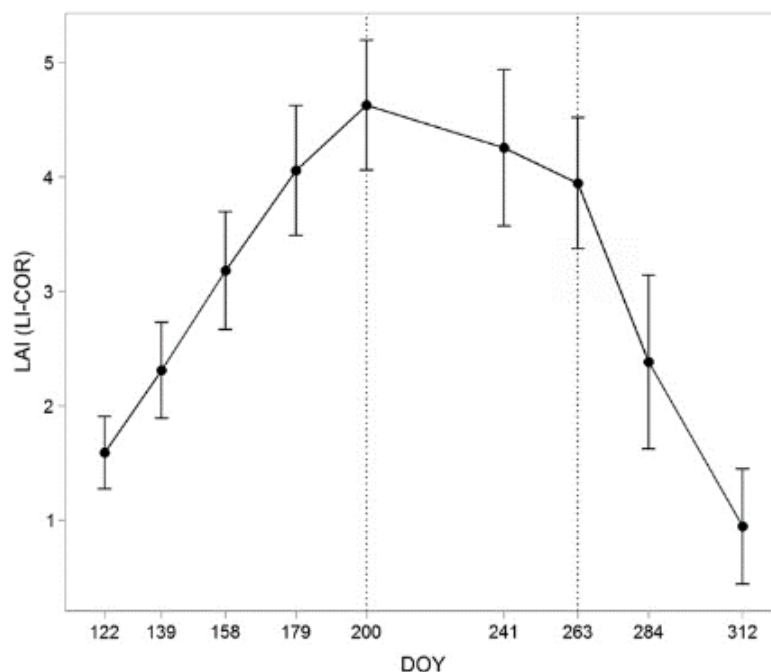


## 4. Discussie

---

eindwerk om te kijken naar hoe de index-waarde verandert in functie van een hogere soortenrijkdom, dan te kijken naar absolute waarden, daar deze sterk kunnen verschillen afhankelijk van het moment van de metingen.

Significante verschillen in NDVI, green NDVI, kNDVI en EVI betekent ook dat de LAI verschillend is tussen de twee momenten. [Tillack et al. \(2014\)](#) onderzocht de temporale veranderingen van LAI doorheen een jaar op een bos gelegen in Duitsland, waarbij LAI werd ingeschat op basis van vegetatie-indices. Figuur 4.3 toont het resultaat. LAI varieert duidelijk doorheen het jaar. De twee momenten die werden vergeleken in dit eindwerk zijn 21 juli en 7 september. Dit zijn respectievelijk dag 202 en 250 van het jaar. Op de figuur is te zien dat de LAI-waarde voor deze twee dagen verschillend is. De LAI-waarde op dag 250 ligt lager dan op dag 202. Dit kan verklaren waarom de index-waardes van NDVI, green NDVI, kNDVI en EVI lager zijn voor Zedelgem 07/09. In de studie van [Tillack et al. \(2014\)](#) gaat het echter wel om slechts 1 meting en het onderzochte bos reageert op andere omgevingscondities in vergelijking met de experimentele bossen van dit eindwerk.

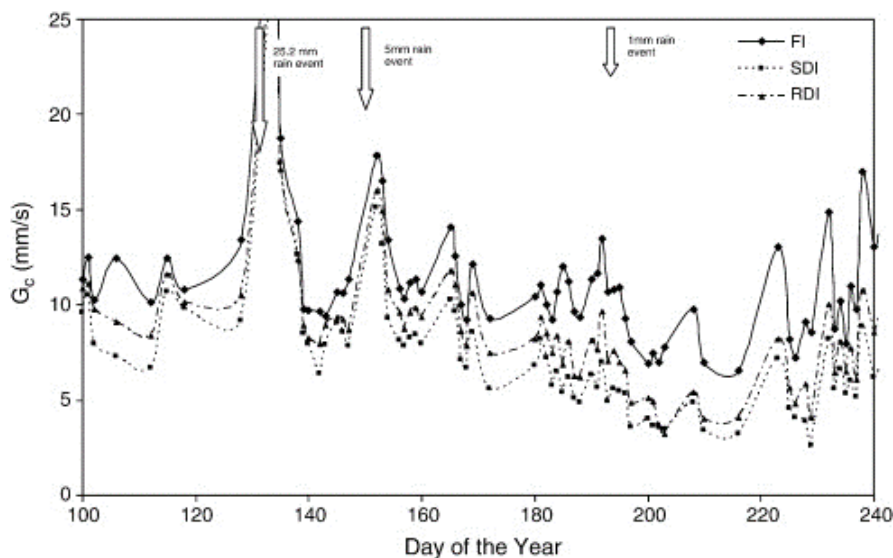


Figuur 4.3: De temporale variatie van LAI doorheen het jaar. DOY staat voor *Day Of the Year*. Er zijn metingen op dag 122, 139, 158, 179, 200, 241, 263, 284, en 312 ([Tillack et al., 2014](#)).

Ook de chlorofyl-indicatoren vertonen verschillen voor de twee momenten. Dit kan wijzen op een verschil in bladchlorofylgehalte. Echter, de studie van [Demarez \(1999\)](#) bewijst dat het chlorofylgehalte in gematigde bossen stabiel is tijdens de zomerperiode (juni-augustus). [Gond et al. \(1999\)](#) stellen dan weer vast dat het chlorofylgehalte wel kan variëren tijdens de zomer maar dat dit sterk afhankelijk is van de boomsoort. Diezelfde studie stelt wel vast dat de FAPAR stabiel is tijdens de zomermaanden. De resultaten van dit eindwerk spreken dit tegen. Ook voor

de FAPAR-indicator ( $NIR_V$ ) is er een significant verschil merkbaar tussen de twee momenten.

Tenslotte zijn er in de literatuur veel studies die aantonen dat de stomatale geleidbaarheid zeer variabel is, zowel tijdens éénzelfde dag als gedurende het groeiseizoen (Maruyama and Kuwagata, 2008; Shimono et al., 2010). Dit verklaart waarom er een significant verschil is tussen stomatale geleidbaarheid in juli en september. Berni et al. (2009) onderzochten de geleidbaarheid van het bladerdek van een olijfgaard. Figuur 4.4 toont het resultaat van de seizoenale variatie van de geleidbaarheid. Op de figuur is te zien dat de geleidbaarheid sterk varieert. De figuur illustreert ook dat de geleidbaarheid een snelle respons vertoont op regenval. Studies die de variatie in stomatale geleidbaarheid op basis van CWSI bepalen in gematigde bossen, ontbreken, wat het moeilijk maakt om een sterke vergelijking te maken tussen de resultaten van dit eindwerk en de literatuur.



Figuur 4.4: Seizoenale variatie van de geleidbaarheid ( $G_c$ ) van het bladerdek voor drie verschillende irrigatiebehandelingen (Berni et al., 2009).

## 4.4 Verder onderzoek

Het FORBIO-experiment biedt nog heel wat potentieel om de effecten van biodiversiteit op ecosteemfunctioneren en de onderliggende processen verder te onderzoeken. Dit eindwerk kan dienen als een basis waarop verder onderzoek zich kan baseren. Hieronder worden er enkele ideeën voor verder onderzoek voorgesteld.

In dit eindwerk werd het ecosysteemfunctioneren onderzocht op basis van vegetatie-indices per plot. Het feit dat alles per plot werd geanalyseerd zorgde ervoor dat de hoge resolutie van de beelden sterk gereduceerd werd. In de beeldverwerking werden de vegetatie-indices namelijk wel bepaald per pixel maar voor verdere analyse

werd het gemiddelde genomen van alle pixelwaardes per plot. Door op deze manier te werk te gaan is er heel veel potentiële informatie van de beelden verloren gegaan. In verder onderzoek kan er wel gebruik gemaakt worden van de hoge resolutie van de beelden. De hoge resolutie biedt het potentieel om ecoysteemfunctioneren niet op plotniveau maar op soortniveau te bekijken. Het zou interessant kunnen zijn om te vergelijken hoe soorten zich gedragen in monoculturen en in composities (bv. biomassa van grove den vergelijken in een monocultuur of in een mix van soorten). Door op soortniveau te kijken in plaats van plotniveau wordt het duidelijker welke soorten het beter doen in monoculturen of in composities. Dit biedt perspectief om te verklaren waarom bijvoorbeeld monoculturen het al dan niet 'slechter' (bv. lagere biomassa) doen dan composities.

In detail de soortensamenstelling bekijken van de composities kan ook voor verder inzicht zorgen in de onderliggende processen die gekoppeld zijn aan diversiteitseffecten. Composities die soorten bevatten die dezelfde niche bezetten zullen het bijvoorbeeld minder goed doen dan composities met zeer complementaire soorten (bv. snelgroeiende bomen in combinatie met meer schaduwtolerante bomen). Op die manier kan er verder onderzocht worden welke combinatie aan soorten complementair zijn en welke combinaties effecten vertonen van competitieve onbalans.

Voor bepaalde indices was er bij composities met twee soorten een dambordstructuur te zien op de VI-kaarten. Dat dambordstructuur in de kaarten is afkomstig van het plantschema waarbij soorten in monospecifieke cellen van (3x3) bomen zijn aangeplant. Met de huidige methodes is het niet mogelijk om zulke homogene zones er uit te halen. In verder onderzoek kan er gekeken worden naar de ruimtelijke autocorrelatie in het signaal zodat het diversiteitseffect optimaal kan worden ingeschat.

Wat aan de basis ligt van de verschillen tussen de sites vraagt ook om verder onderzoek. Zo zijn er studies die aantonen dat het effect van diversiteit op ecoysteemfunctioneren toeneemt naarmate de beschikbaarheid van hulpbronnen afneemt als de interacties tussen de soorten de beschikbaarheid, opname of gebruiksefficiëntie van hulpbronnen verbetert (Forrester and Bauhus, 2016). De resultaten van dit eindwerk kunnen bijvoorbeeld gelinkt worden aan gegevens over nutriënten in de bodem op de verschillende sites om zo een verklaring te vinden waarom er bijvoorbeeld in Zedelgem meer diversiteitseffecten zijn in vergelijking met de andere sites.



## HOOFDSTUK 5

# Conclusie

Dit eindwerk maakt gebruik van het FORBIO-experiment. Het experiment is opgesteld om onderzoek te doen naar de relatie tussen boomsoortendiversiteit en ecosysteemfunctioneren. Tussen 2009 en 2012 werden experimentele bossen aangeplant op drie verschillende locaties: Zedelgem, Gedinne en Hechtel-Eksel. De bomen werden aangeplant in plots die variëren in soortendiversiteit. In deze thesis werd er gefocust op het onderzoeken van effecten van boomsoortendiversiteit op het ecosysteemfunctioneren met remote sensing.

Via multispectrale en thermale camera's, die bevestigd waren op een UAV, werden er vegetatie-indices berekend. Op basis van acht vegetatie-indices (NDVI, green NDVI, kNDVI, EVI, NDRE,  $CI_{RedEdge}$ ,  $NIR_v$  en CWSI) werd er een inschatting gemaakt van vier *leaf functional traits*: *leaf area index* (LAI), chlorofylgehalte, *fraction of absorbed photosynthetically active radiation* (FAPAR) en stomatale geleidbaarheid. Er werden voor elke plot en per index twee variabelen berekend: de mediaan en de *coefficient of variation* (CV).

Vooraleer er werd gekeken naar de effecten van diversiteit op de vegetatie-indices werd er per index onderzocht of er door het wegfilteren van schaduw delen significant verschillende waardes werd bekomen voor de mediaan en de CV. De resultaten toonden aan dat er slechts twee van de acht vegetatie-indices significante effecten ondervonden van schaduw over de vier metingen heen. Dit waren meer bepaald de indices  $NIR_v$  en EVI. Dit was echter enkel voor de variabele CV het geval en niet voor de variabele mediaan. Enkel voor deze indices (EVI en  $NIR_v$ ) en variabele (CV) werd er in de verdere analyse van de thesis rekening gehouden met schaduw delen. Vooraleer de CV van de indices EVI en  $NIR_v$  bepaald werden, werd de schaduw in verdere analyses weggefilterd.

Gebaseerd op de LAI-indicatoren (NDVI, green NDVI, kNDVI en EVI) kon er worden geconcludeerd dat de LAI niet significant stijgt of daalt voor plots met meer soorten in vergelijking met monoculturen. Er is met andere woorden op geen enkele locatie en voor geen enkele LAI-indicator een relatie te zien tussen de soortenrijkdom en de LAI. Op basis van de twee chlorofyl-indicatoren (NDRE en  $CI_{RedEdge}$ ) kon er worden vastgesteld dat de soortenrijkdom wel degelijk een significante invloed heeft op chlorofylgehalte. Bij een hoger aantal soorten is er een licht hoger chlorofylgehalte. Dit verschil was wel alleen significant in Zedelgem. Ten derde is er de *leaf functional trait* FAPAR met de bijhorende index  $NIR_v$ . Enkel voor de variabele CV was er een

---

licht positieve trend. Dit betekent dat er binnen een plot met meerdere soorten een hogere variabiliteit is dan bij monoculturen. De vierde en laatste *leaf functional trait* is de stomatale geleidbaarheid met als index CWSI. Zowel de resultaten van de variabele mediaan als de variabele CV leverden weinig significante verschillen op. Voor de mediaan is er maar één locatie waarbij er een licht dalende trend merkbaar is, dit kan een eerste indicatie geven van het feit dat composities meer transpireren dan monoculturen.

Op één locatie (Zedelgem) werden er op twee tijdstippen (21 juli en 7 september) metingen uitgevoerd. Dit gaf de kans om te kijken hoe de indices zich verhouden ten opzichte van elkaar voor de twee momenten. De resultaten toonden aan dat de waarde van bepaalde indices afhankelijk is van het moment waarop de metingen zijn uitgevoerd. Dit is het geval voor alle indices. In deze thesis was het echter belangrijker om te kijken naar hoe de index-waarde veranderde in functie van een hogere soortenrijkdom, dan te kijken naar absolute waarden.

Algemeen kan er dus worden geconcludeerd dat er voor sommige *leaf functional traits* wel degelijk indicaties zijn dat diversiteit een positief effect heeft op ecosteemfunctioneren. Dit effect is echter relatief beperkt, mogelijks door de nog jonge leeftijd van de bestanden. Deze resultaten kunnen wel dienen als bouwstenen voor verder onderzoek.

Een ander biodiversiteitseffect dat voor alle indices en voor de meeste metingen wel duidelijk geldt: de variatie in de mediaan neemt sterk af naarmate er meer soorten zijn in een plot. Een meer constante biomassa, chlorofylgehalte, FAPAR en watergebruik geeft aan dat composities een betere controle uitoefenen op het ecosysteem.

# Bibliografie

- Aarssen, L. W. (1997). High productivity in grassland ecosystems: effected by species diversity or productive species? *Oikos*, 80(1):183–184.
- Adão, T., Hruška, J., Pádua, L., Bessa, J., Peres, E., Morais, R., and Sousa, J. J. (2017). Hyperspectral imaging: A review on uav-based sensors, data processing and applications for agriculture and forestry. *Remote Sensing*, 9(11):1110.
- AEROMOTUS (2020). RedEdge-MX Dual Camera Imaging System by MicaSense.
- Agisoft (2022). Agisoft Metashape.
- Alho, C. J. R. (2008). The value of biodiversity. *Brazilian Journal of Biology*, 68:1115–1118.
- Ali, A. M., Darvishzadeh, R., Skidmore, A. K., and van Duren, I. (2017). Specific leaf area estimation from leaf and canopy reflectance through optimization and validation of vegetation indices. *Agricultural and forest meteorology*, 236:162–174.
- Ansink, E., Hein, L., and Hasund, K. P. (2008). To value functions or services? an analysis of ecosystem valuation approaches. *Environmental Values*, 17(4):489–503.
- Austin, R. (2011). *Unmanned aircraft systems: UAVS design, development and deployment*, volume 54. John Wiley & Sons.
- Badgley, G., Field, C. B., and Berry, J. A. (2017). Canopy near-infrared reflectance and terrestrial photosynthesis. *Science advances*, 3(3):e1602244.
- Ballester, C., Zarco-Tejada, P. J., Nicolás, E., Alarcón, J. J., Fereres, E., Intrigliolo, D. S., and Gonzalez-Dugo, V. (2018). Evaluating the performance of xanthophyll, chlorophyll and structure-sensitive spectral indices to detect water stress in five fruit tree species. *Precision agriculture*, 19(1):178–193.
- Bannari, A., Morin, D., Bonn, F., and Huete, A. (1995). A review of vegetation indices. *Remote sensing reviews*, 13(1-2):95–120.
- Banu, T. P., Borlea, G. F., and Banu, C. (2016). The Use of Drones in Forestry. *Journal of Environmental Science and Engineering B*, 5(11).

- 
- Bastian, O., Haase, D., and Grunewald, K. (2012). Ecosystem properties, potentials and services—the epps conceptual framework and an urban application example. *Ecological indicators*, 21:7–16.
- Berkowitz, A. R., Canham, C. D., and Kelly, V. R. (1995). Competition vs. facilitation of tree seedling growth and survival in early successional communities. *Ecology*, 76(4):1156–1168.
- Berni, J., Zarco-Tejada, P., Sepulcre-Cantó, G., Fereres, E., and Villalobos, F. (2009). Mapping canopy conductance and cwsj in olive orchards using high resolution thermal remote sensing imagery. *Remote Sensing of Environment*, 113(11):2380–2388.
- Bertness, M. D. and Callaway, R. (1994). Positive interactions in communities. *Trends in ecology & evolution*, 9(5):191–193.
- Boiarskii, B. and Hasegawa, H. (2019). Comparison of ndvi and ndre indices to detect differences in vegetation and chlorophyll content. *Journal of mechanics of continua and mathematical sciences*, 4:20–29.
- Breda, N. J. (2003). Ground-based measurements of leaf area index: a review of methods, instruments and current controversies. *Journal of experimental botany*, 54(392):2403–2417.
- Brockhoff, E. G., Barbaro, L., Castagnyrol, B., Forrester, D. I., Gardiner, B., González-Olabarria, J. R., Lyver, P. O., Meurisse, N., Oxbrough, A., Taki, H., et al. (2017). Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services.
- Bruno, J. F., Stachowicz, J. J., and Bertness, M. D. (2003). Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in ecology & evolution*, 18(3):119–125.
- Brussel, T. and Brewer, S. C. (2021). Functional paleoecology and the pollen-plant functional trait linkage. *Frontiers in Ecology and Evolution*, page 501.
- Calin, M. A., Parasca, S. V., Savastru, D., and Manea, D. (2014). Hyperspectral imaging in the medical field: present and future. *Applied Spectroscopy Reviews*, 49(6):435–447.
- Campbell, J. B. and Wynne, R. H. (2011). *Introduction to remote sensing*. Guilford Press.
- Camps-Valls, G., Campos-Taberner, M., Moreno-Martínez, Á., Walther, S., Duveiller, G., Cescatti, A., Mahecha, M. D., Muñoz-Marí, J., García-Haro, F. J., Guanter, L., et al. (2021a). A unified vegetation index for quantifying the terrestrial biosphere. *Science Advances*, 7(9):eabc7447.



- Camps-Valls, G., Tuia, D., Zhu, X. X., and Reichstein, M. (2021b). *Deep learning for the Earth Sciences: A comprehensive approach to remote sensing, climate science and geosciences*. John Wiley & Sons.
- Carter, G. A. (1994). Ratios of leaf reflectances in narrow wavebands as indicators of plant stress. *Remote sensing*, 15(3):697–703.
- Cavender-Bares, J., Gamon, J. A., and Townsend, P. A. (2020). *Remote sensing of plant biodiversity*. Springer Nature.
- Chang, C.-I. (2003). *Hyperspectral imaging: techniques for spectral detection and classification*, volume 1. Springer Science & Business Media.
- Chapin, F. S., Walker, L. R., Fastie, C. L., and Sharman, L. C. (1994). Mechanisms of primary succession following deglaciation at glacier bay, alaska. *Ecological Monographs*, 64(2):149–175.
- Chason, J. W., Baldocchi, D. D., and Huston, M. A. (1991). A comparison of direct and indirect methods for estimating forest canopy leaf area. *Agricultural and Forest Meteorology*, 57(1-3):107–128.
- Chen, P., Haboudane, D., Tremblay, N., Wang, J., Vigneault, P., and Li, B. (2010). New spectral indicator assessing the efficiency of crop nitrogen treatment in corn and wheat. *Remote Sensing of Environment*, 114(9):1987–1997.
- Chesson, P., Pacala, S., and Neuhauser, C. (2002). Environmental niches and ecosystem functioning. functional consequences of biodiversity: Experimental progress and theoretical extensions.
- Christensen, N. L., Bartuska, A. M., Brown, J. H., Carpenter, S., D'Antonio, C., Francis, R., Franklin, J. F., MacMahon, J. A., Noss, R. F., Parsons, D. J., et al. (1996). The report of the ecological society of america committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological applications*, 6(3):665–691.
- Chu, T., Starek, M. J., Brewer, M. J., Murray, S. C., and Pruter, L. S. (2018). Characterizing canopy height with uas structure-from-motion photogrammetry—results analysis of a maize field trial with respect to multiple factors. *Remote Sensing Letters*, 9(8):753–762.
- Clevers, J. G. and Kooistra, L. (2011). Using hyperspectral remote sensing data for retrieving canopy chlorophyll and nitrogen content. *IEEE Journal of selected topics in applied earth observations and remote sensing*, 5(2):574–583.
- Clevers, J. G., Kooistra, L., and Van den Brande, M. M. (2017). Using sentinel-2 data for retrieving lai and leaf and canopy chlorophyll content of a potato crop. *Remote Sensing*, 9(5):405.
- Coley, P. D., Bryant, J. P., and Chapin, F. S. (1985). Resource availability and plant antiherbivore defense. *Science*, 230(4728):895–899.

- 
- Cui, B., Zhao, Q., Huang, W., Song, X., Ye, H., and Zhou, X. (2019). A new integrated vegetation index for the estimation of winter wheat leaf chlorophyll content. *Remote Sensing*, 11(8):974.
- Curran, P. J., Dungan, J. L., and Gholz, H. L. (1990). Exploring the relationship between reflectance red edge and chlorophyll content in slash pine. *Tree physiology*, 7(1-2-3-4):33–48.
- Dare, P. M. (2005). Shadow analysis in high-resolution satellite imagery of urban areas. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 71(2):169–177.
- De Wasseige, C., Bastin, D., and Defourny, P. (2003). Seasonal variation of tropical forest lai based on field measurements in central african republic. *Agricultural and Forest Meteorology*, 119(3-4):181–194.
- Delegido, J., Verrelst, J., Meza, C., Rivera, J., Alonso, L., and Moreno, J. (2013). A red-edge spectral index for remote sensing estimation of green lai over agroecosystems. *European Journal of Agronomy*, 46:42–52.
- Demarez, V. (1999). Seasonal variation of leaf chlorophyll content of a temperate forest. inversion of the prospect model. *International Journal of Remote Sensing*, 20(5):879–894.
- Dhiedt, E., Baeten, L., De Smedt, P., and Verheyen, K. (2022). Little effect of tree species richness on within-and between-plot variability in soil chemical properties in a young plantation forest. *European Journal of Soil Science*, 73(1):e13164.
- Diamond, J. M. (1984). 'normal' extinctions of isolated populations. *Extinctions*, pages 191–246.
- Díaz, S., Kattge, J., Cornelissen, J. H., Wright, I. J., Lavorel, S., Dray, S., Reu, B., Kleyer, M., Wirth, C., Colin Prentice, I., et al. (2016). The global spectrum of plant form and function. *Nature*, 529(7585):167–171.
- Donovan, L. A., Maherali, H., Caruso, C. M., Huber, H., and de Kroon, H. (2011). The evolution of the worldwide leaf economics spectrum. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(2):88–95.
- Edmund Optics (2021). Hyperspectral and multispectral imaging. Geraadpleegd op 1 december 2021, van <https://www.edmundoptics.com/knowledge-center/application-notes/imaging/hyperspectral-and-multispectral-imaging/>.
- Edwards, P. J. and Abivardi, C. (1998). The value of biodiversity: where ecology and economy blend. *Biological conservation*, 83(3):239–246.
- Egea, G., Padilla-Díaz, C. M., Martínez-Guanter, J., Fernández, J. E., and Pérez-Ruiz, M. (2017). Assessing a crop water stress index derived from aerial thermal imaging and infrared thermometry in super-high density olive orchards. *Agricultural Water Management*, 187:210–221.

- Eitel, J., Long, D., Gessler, P., and Smith, A. (2007). Using in-situ measurements to evaluate the new rapideye™ satellite series for prediction of wheat nitrogen status. *International Journal of Remote Sensing*, 28(18):4183–4190.
- Ewel, J. J. (1986). Designing agricultural ecosystems for the humid tropics. *Annual review of ecology and systematics*, 17(1):245–271.
- Flexas, J. and Medrano, H. (2002). Drought-inhibition of photosynthesis in c3 plants: stomatal and non-stomatal limitations revisited. *Annals of botany*, 89(2):183–189.
- ForNaLab, Ghent University. Forbio.
- ForNaLab, Ghent University. Treedivnet.
- Forrester, D. I. and Albrecht, A. T. (2014). Light absorption and light-use efficiency in mixtures of abies alba and picea abies along a productivity gradient. *Forest Ecology and Management*, 328:94–102.
- Forrester, D. I. and Bauhus, J. (2016). A review of processes behind diversity—productivity relationships in forests. *Current Forestry Reports*, 2(1):45–61.
- Fowler, N. (1986). The role of competition in plant communities in arid and semiarid regions. *Annual review of ecology and Systematics*, 17(1):89–110.
- Funk, J. L., Larson, J. E., Ames, G. M., Butterfield, B. J., Cavender-Bares, J., Firn, J., Laughlin, D. C., Sutton-Grier, A. E., Williams, L., and Wright, J. (2017). Revisiting the holy grail: using plant functional traits to understand ecological processes. *Biological Reviews*, 92(2):1156–1173.
- Gao, L. and Smith, R. T. (2015). Optical hyperspectral imaging in microscopy and spectroscopy—a review of data acquisition. *Journal of biophotonics*, 8(6):441–456.
- García Cárdenas, D. A., Ramón Valencia, J. A., Alzate Velásquez, D. F., and Palacios Gonzalez, J. R. (2018). Dynamics of the indices ndvi and gndvi in a rice growing in its reproduction phase from multi-spectral aerial images taken by drones. In *International Conference of ICT for Adapting Agriculture to Climate Change*, pages 106–119. Springer.
- Gaston, K. J. and Spicer, J. I. (2013). *Biodiversity: an introduction*. John Wiley & Sons.
- Giannoni, L., Lange, F., and Tachtsidis, I. (2018). Hyperspectral imaging solutions for brain tissue metabolic and hemodynamic monitoring: past, current and future developments. *Journal of Optics*, 20(4):044009.
- Gond, V., De Pury, D. G., Veroustraete, F., and Ceulemans, R. (1999). Seasonal variations in leaf area index, leaf chlorophyll, and water content; scaling-up to estimate fapar and carbon balance in a multilayer, multispecies temperate forest. *Tree physiology*, 19(10):673–679.

- 
- Gonzalez-Dugo, V., Goldhamer, D., Zarco-Tejada, P. J., and Fereres, E. (2015). Improving the precision of irrigation in a pistachio farm using an unmanned airborne thermal system. *Irrigation science*, 33(1):43–52.
- Gornish, E. S. and Prather, C. M. (2014). Foliar functional traits that predict plant biomass response to warming. *Journal of Vegetation Science*, 25(4):919–927.
- Grant, O. M., Ochagavía, H., Baluja, J., Diago, M. P., and Tardáguila, J. (2016). Thermal imaging to detect spatial and temporal variation in the water status of grapevine (*vitis vinifera* L.). *The Journal of Horticultural Science and Biotechnology*, 91(1):43–54.
- Greenberg, J. A., Dobrowski, S. Z., and Ustin, S. L. (2005). Shadow allometry: Estimating tree structural parameters using hyperspatial image analysis. *Remote Sensing of Environment*, 97(1):15–25.
- Grime, J. P., Cornelissen, J. H., Thompson, K., and Hodgson, J. G. (1996). Evidence of a causal connection between anti-herbivore defence and the decomposition rate of leaves. *Oikos*, pages 489–494.
- Guo, B.-B., Zhu, Y.-J., Feng, W., He, L., Wu, Y.-P., Zhou, Y., Ren, X.-X., and Ma, Y. (2018). Remotely estimating aerial N uptake in winter wheat using red-edge area index from multi-angular hyperspectral data. *Frontiers in plant science*, 9:675.
- Haboudane, D., Miller, J. R., Tremblay, N., Zarco-Tejada, P. J., and Dextraze, L. (2002). Integrated narrow-band vegetation indices for prediction of crop chlorophyll content for application to precision agriculture. *Remote sensing of environment*, 81(2-3):416–426.
- Hansen, P. and Schjoerring, J. (2003). Reflectance measurement of canopy biomass and nitrogen status in wheat crops using normalized difference vegetation indices and partial least squares regression. *Remote sensing of environment*, 86(4):542–553.
- Harper, J. L. et al. (1977). Population biology of plants. *Population biology of plants*.
- Hillman, E. M. (2007). Optical brain imaging in vivo: techniques and applications from animal to man. *Journal of biomedical optics*, 12(5):051402.
- Hodgson, J., Montserrat-Martí, G., Charles, M., Jones, G., Wilson, P., Shipley, B., Sharafi, M., Cerabolini, B., Cornelissen, J., Band, S., et al. (2011). Is leaf dry matter content a better predictor of soil fertility than specific leaf area? *Annals of botany*, 108(7):1337–1345.
- Homolova, L., Malenovsky, Z., Clevers, J. G., García-Santos, G., and Schaepman, M. E. (2013). Review of optical-based remote sensing for plant trait mapping. *Ecological Complexity*, 15:1–16.

- Hooper, D. U., Chapin iii, F., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J. H., Lodge, D., Loreau, M., Naeem, S., et al. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological monographs*, 75(1):3–35.
- Horler, D., DOCKRAY, M., and Barber, J. (1983). The red edge of plant leaf reflectance. *International journal of remote sensing*, 4(2):273–288.
- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E. P., Gao, X., and Ferreira, L. G. (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the modis vegetation indices. *Remote sensing of environment*, 83(1-2):195–213.
- Huete, A., Justice, C., and Liu, H. (1994). Development of vegetation and soil indices for modis-eos. *Remote Sensing of environment*, 49(3):224–234.
- Huete, A., Liu, H., Batchily, K., and Van Leeuwen, W. (1997). A comparison of vegetation indices over a global set of tm images for eos-modis. *Remote sensing of environment*, 59(3):440–451.
- Huston, M., Aarssen, L., Austin, M., Cade, B., Fridley, J., Garnier, E., Grime, J., Hodgson, J., Lauenroth, W., Thompson, K., et al. (2000). No consistent effect of plant diversity on productivity. *Science*, 289(5483):1255–1255.
- Huston, M. A. (1997). Hidden treatments in ecological experiments: re-evaluating the ecosystem function of biodiversity. *Oecologia*, 110(4):449–460.
- Idso, S., Jackson, R., Pinter Jr, P., Reginato, R., and Hatfield, J. (1981). Normalizing the stress-degree-day parameter for environmental variability. *Agricultural meteorology*, 24:45–55.
- IPBES (2019). *Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. IPBES Secretariat, Bonn, Germany.
- Iseki, K. and Olaleye, O. (2020). A new indicator of leaf stomatal conductance based on thermal imaging for field grown cowpea. *Plant Production Science*, 23(1):136–147.
- Ivanova, L. A., Zolotareva, N. V., Ronzhina, D. A., Podgaevskaya, E. N., Migalina, S. V., and Ivanov, L. A. (2018). Leaf functional traits of abundant species predict productivity in three temperate herbaceous communities along an environmental gradient. *Flora*, 239:11–19.
- Jucker, T., Bouriaud, O., and Coomes, D. A. (2015). Crown plasticity enables trees to optimize canopy packing in mixed-species forests. *Functional Ecology*, 29(8):1078–1086.

- 
- Kant, Y., Bharath, B., Mallick, J., Atzberger, C., and Kerle, N. (2009). Satellite-based analysis of the role of land use/land cover and vegetation density on surface temperature regime of delhi, india. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 37(2):201–214.
- Kinzig, A., Pacala, S., and Tilman, D. (2002). *The functional consequences of biodiversity: Empirical progress and theoretical extensions* princeton university press. Princeton, New Jersey, USA.
- Kooistra, L. and Clevers, J. G. (2016). Estimating potato leaf chlorophyll content using ratio vegetation indices. *Remote Sensing Letters*, 7(6):611–620.
- Kurze, S., Engelbrecht, B. M., Bilton, M. C., Tielbörger, K., and Álvarez-Cansino, L. (2021). Rethinking the plant economics spectrum for annuals: a multi-species study. *Frontiers in plant science*, 12:454.
- Lamb, D. W., Steyn-Ross, M., Schaare, P., Hanna, M., Silvester, W., and Steyn-Ross, A. (2002). Estimating leaf nitrogen concentration in ryegrass (*lolium* spp.) pasture using the chlorophyll red-edge: theoretical modelling and experimental observations. *International Journal of Remote Sensing*, 23(18):3619–3648.
- Laughlin, D. C., Leppert, J. J., Moore, M. M., and Sieg, C. H. (2010). A multi-trait test of the leaf-height-seed plant strategy scheme with 133 species from a pine forest flora. *Functional Ecology*, 24(3):493–501.
- Lavorel, S. and Garnier, E. (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from traits: revisiting the holy grail. *Functional ecology*, 16(5):545–556.
- LeBauer, D. S. and Treseder, K. K. (2008). Nitrogen limitation of net primary productivity in terrestrial ecosystems is globally distributed. *Ecology*, 89(2):371–379.
- Leboeuf, A., Beaudoin, A., Fournier, R., Guindon, L., Luther, J., and Lambert, M.-C. (2007). A shadow fraction method for mapping biomass of northern boreal black spruce forests using quickbird imagery. *Remote Sensing of Environment*, 110(4):488–500.
- Liang, S. and Wang, J. (2019). *Advanced remote sensing: terrestrial information extraction and applications*. Academic Press.
- Lloyd, J. M. (2013). *Thermal imaging systems*. Springer Science & Business Media.
- Loreau, M. (1998). Biodiversity and ecosystem functioning: a mechanistic model. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 95(10):5632–5636.
- Loreau, M. (2000). Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances. *Oikos*, 91(1):3–17.

- Loreau, M. and Hector, A. (2001). Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature*, 412(6842):72–76.
- Maes, W. and Steppe, K. (2012). Estimating evapotranspiration and drought stress with ground-based thermal remote sensing in agriculture: a review. *Journal of Experimental Botany*, 63(13):4671–4712.
- Maes, W. H., Baert, A., Huete, A. R., Minchin, P. E., Snelgar, W. P., and Steppe, K. (2016). A new wet reference target method for continuous infrared thermography of vegetations. *Agricultural and Forest Meteorology*, 226:119–131.
- Maes, W. H., Huete, A. R., and Steppe, K. (2017). Optimizing the processing of uav-based thermal imagery. *Remote Sensing*, 9(5):476.
- Maes, W. H. and Steppe, K. (2019). Perspectives for remote sensing with unmanned aerial vehicles in precision agriculture. *Trends in plant science*, 24(2):152–164.
- Marghany, M. (2019). *Automatic Detection Algorithms of Oil Spill in Radar Images*. CRC Press.
- Maruyama, A. and Kuwagata, T. (2008). Diurnal and seasonal variation in bulk stomatal conductance of the rice canopy and its dependence on developmental stage. *Agricultural and forest meteorology*, 148(6-7):1161–1173.
- McNeely, J. A. (1994). Lessons from the past: forests and biodiversity. *Biodiversity & Conservation*, 3(1):3–20.
- Medrano, H., Escalona, J. M., Bota, J., Gulías, J., and Flexas, J. (2002). Regulation of photosynthesis of c3 plants in response to progressive drought: stomatal conductance as a reference parameter. *Annals of botany*, 89(7):895–905.
- Morin, X., Fahse, L., Scherer-Lorenzen, M., and Bugmann, H. (2011). Tree species richness promotes productivity in temperate forests through strong complementarity between species. *Ecology letters*, 14(12):1211–1219.
- Mulder, C., Uliassi, D., and Doak, D. (2001). Physical stress and diversity-productivity relationships: the role of positive interactions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98(12):6704–6708.
- Naeem, S., Chapin Iii, F., Costanza, R., Ehrlich, P. R., Golley, F. B., Hooper, D. U., Lawton, J. H., O’neill, R., Mooney, H., Sala, O. E., et al. (1999). Biodiversity and ecosystem functioning: maintaining natural life support processes. *Issues in ecology*, 4(11).
- Neupane, R. (2020). Study on the validity of wien’s displacement law on tungsten bulb. *Journal of Nepal Physical Society*, 6(2):85–96.
- OmniSci (2021). Remote sensing. Geraadpleegd op 14 november 2021, van <https://www.omnisci.com/technical-glossary/remote-sensing>.

- 
- Osborne, B. A. and Raven, J. A. (1986). Light absorption by plants and its implications for photosynthesis. *Biological Reviews*, 61(1):1–60.
- Paquette, A., Hector, A., Castagneyrol, B., Vanhellefont, M., Koricheva, J., Scherer-Lorenzen, M., and Verheyen, K. (2018). A million and more trees for science. *Nature ecology & evolution*, 2(5):763–766.
- Park, S., Ryu, D., Fuentes, S., Chung, H., Hernández-Montes, E., and O’Connell, M. (2017). Adaptive estimation of crop water stress in nectarine and peach orchards using high-resolution imagery from an unmanned aerial vehicle (uav). *Remote Sensing*, 9(8):828.
- Parker, G. G. (1995). Structure and microclimate of forest canopies. *Forest canopy*.
- Pierce, L. L., Running, S. W., and Walker, J. (1994). Regional-scale relationships of leaf area index to specific leaf area and leaf nitrogen content. *Ecological Applications*, 4(2):313–321.
- Poorter, H. and Van der Werf, A. (1998). Is inherent variation in rgr determined by lar at low irradiance and by nar at high irradiance? a review of herbaceous species. *Inherent variation in plant growth. Physiological mechanisms and ecological consequences*, pages 309–336.
- Purvis, A. and Hector, A. (2000). Getting the measure of biodiversity. *Nature*, 405(6783):212–219.
- QGIS (2022). Welkom bij het QGIS project!
- QGIS Development Team (2022). *QGIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation.
- Rahman, M. M. and Robson, A. J. (2016). A novel approach for sugarcane yield prediction using landsat time series imagery: a case study on bundaberg region. *Advances in Remote Sensing*, 5(2):93–102.
- Reich, P. B. (2014). The world-wide ‘fast-slow’ plant economics spectrum: a traits manifesto. *Journal of Ecology*, 102(2):275–301.
- Reich, P. B., Walters, M., Kloeppel, B., and Ellsworth, D. (1995). Different photosynthesis-nitrogen relations in deciduous hardwood and evergreen coniferous tree species. *Oecologia*, 104(1):24–30.
- Reutebuch, S. E., Andersen, H.-E., and McGaughey, R. J. (2005). Light detection and ranging (lidar): an emerging tool for multiple resource inventory. *Journal of forestry*, 103(6):286–292.
- Reyniers, M. and Vrindts, E. (2006). Measuring wheat nitrogen status from space and ground-based platform. *International Journal of Remote Sensing*, 27(3):549–567.



- Reyniers, M., Walvoort, D. J., and De Baardemaaker, J. (2006). A linear model to predict with a multi-spectral radiometer the amount of nitrogen in winter wheat. *International Journal of Remote Sensing*, 27(19):4159–4179.
- Riaño, D., Vaughan, P., Chuvieco, E., Zarco-Tejada, P. J., and Ustin, S. L. (2005). Estimation of fuel moisture content by inversion of radiative transfer models to simulate equivalent water thickness and dry matter content: analysis at leaf and canopy level. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 43(4):819–826.
- Rietveld, A. (2019). IPBES: cruciale analyse over onze natuur.
- RStudio Team (2022). *RStudio: Integrated Development Environment for R*. RStudio, PBC, Boston, MA.
- Rud, R., Cohen, Y., Alchanatis, V., Levi, A., Brikman, R., Shenderoy, C., Heuer, B., Markovitch, T., Dar, Z., Rosen, C., et al. (2014). Crop water stress index derived from multi-year ground and aerial thermal images as an indicator of potato water status. *Precision Agriculture*, 15(3):273–289.
- Sabins Jr, F. F. (1986). Remote sensing: principles and interpretation. Technical report, Chevron Oil Field Research Co.
- Schaepman, M., Koetz, B., Schaepman-Strub, G., Zimmermann, N., and Itten, K. (2004). Quantitative retrieval of biogeophysical characteristics using imaging spectroscopy—a mountain forest case study. *Community Ecology*, 5(1):93–104.
- Scherer-Lorenzen, M., Schulze, E.-D., Don, A., Schumacher, J., and Weller, E. (2007). Exploring the functional significance of forest diversity: A new long-term experiment with temperate tree species (biotree). *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9(2):53–70.
- Schulze, E.-D. and Mooney, H. A. (2012). *Biodiversity and ecosystem function*. Springer Science & Business Media.
- Sellers, P. (1987). Canopy reflectance, photosynthesis, and transpiration, ii. the role of biophysics in the linearity of their interdependence. *Remote sensing of Environment*, 21(2):143–183.
- Sellers, P. J. (1985). Canopy reflectance, photosynthesis and transpiration. *International journal of remote sensing*, 6(8):1335–1372.
- Shimono, H., Okada, M., Inoue, M., Nakamura, H., Kobayashi, K., and Hasegawa, T. (2010). Diurnal and seasonal variations in stomatal conductance of rice at elevated atmospheric co<sub>2</sub> under fully open-air conditions. *Plant, cell & environment*, 33(3):322–331.

- 
- Skidmore, A. K., Pettoirelli, N., Coops, N. C., Geller, G. N., Hansen, M., Lucas, R., Múcher, C. A., O'Connor, B., Paganini, M., Pereira, H. M., et al. (2015). Environmental science: Agree on biodiversity metrics to track from space. *Nature*, 523(7561):403–405.
- Smith, M.-L., Ollinger, S. V., Martin, M. E., Aber, J. D., Hallett, R. A., and Goodale, C. L. (2002). Direct estimation of aboveground forest productivity through hyperspectral remote sensing of canopy nitrogen. *Ecological applications*, 12(5):1286–1302.
- Song, H., Huang, B., and Zhang, K. (2013). Shadow detection and reconstruction in high-resolution satellite images via morphological filtering and example-based learning. *IEEE Transactions on Geoscience and remote sensing*, 52(5):2545–2554.
- Spanner, M., Johnson, L., Miller, J., McCreight, R., Freemantle, J., Runyon, J., and Gong, P. (1994). Remote sensing of seasonal leaf area index across the oregon transect. *Ecological Applications*, 4(2):258–271.
- Steiner, K. G. et al. (1982). *Intercropping in tropical smallholder agriculture with special reference to West Africa*.
- Sun, Z., Wang, X., Wang, Z., Yang, L., Xie, Y., and Huang, Y. (2021). UAVs as remote sensing platforms in plant ecology: review of applications and challenges. *Journal of Plant Ecology*, 14(6):1003–1023.
- Tang, L. and Shao, G. (2015). Drone remote sensing for forestry research and practices. *Journal of Forestry Research*, 26(4):791–797.
- Tatsumi, S. (2020). Tree diversity effects on forest productivity increase through time because of spatial partitioning. *Forest Ecosystems*, 7(1):1–7.
- TeAx Technology GmbH (2020). ThermalCapture 2.0 640 | ThermalCapture - Thermal Imaging Technology.
- Théau, J. (2008). *Temporal Resolution*, pages 1150–1151. Springer US, Boston, MA.
- Tillack, A., Clasen, A., Kleinschmit, B., and Förster, M. (2014). Estimation of the seasonal leaf area index in an alluvial forest using high-resolution satellite-based vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 141:52–63.
- Tilman, D. (1997). Distinguishing between the effects of species diversity and species composition. *Oikos*, 80(1).
- Tilman, D. (2000). Causes, consequences and ethics of biodiversity. *Nature*, 405(6783):208–211.
- Tilman, D., Isbell, F., and Cowles, J. M. (2014). Biodiversity and ecosystem functioning. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 45:471–493.
- Toth, C. and Józków, G. (2016). Remote sensing platforms and sensors: A survey. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 115:22–36.

- Trenbath, B. (1974). Biomass productivity of mixtures. In *Advances in agronomy*, volume 26, pages 177–210. Elsevier.
- Ustin, S. L. and Gamon, J. A. (2010). Remote sensing of plant functional types. *New Phytologist*, 186(4):795–816.
- Vadivambal, R. and Jayas, D. S. (2011). Applications of thermal imaging in agriculture and food industry—a review. *Food and bioprocess technology*, 4(2):186–199.
- Van de Peer, T., Verheyen, K., Baeten, L., Ponette, Q., and Muys, B. (2016). Biodiversity as insurance for sapling survival in experimental tree plantations. *Journal of Applied Ecology*, 53(6):1777–1786.
- Vandermeer, J. (1989). The ecology of intercropping, cambridge univ. Press. Cambridge. UK.
- Varshney, P. K., Varshney, P. K., Arora, M. K., Arora, M. K., et al. (2004). *Advanced image processing techniques for remotely sensed hyperspectral data*. Springer Science & Business Media.
- Verheyen, K., Ceunen, K., Ampoorter, E., Baeten, L., Bosman, B., Branquart, E., Carnol, M., De Wandeler, H., Grégoire, J.-C., Lhoir, P., et al. (2013). Assessment of the functional role of tree diversity: the multi-site forbio experiment. *Plant Ecology and Evolution*, 146(1):26–35.
- Violle, C., Navas, M.-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., and Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5):882–892.
- Vohland, M., Mader, S., and Dorigo, W. (2010). Applying different inversion techniques to retrieve stand variables of summer barley with prospect+ sail. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 12(2):71–80.
- Wilson, P. J., Thompson, K., and Hodgson, J. G. (1999). Specific leaf area and leaf dry matter content as alternative predictors of plant strategies. *The New Phytologist*, 143(1):155–162.
- Wright, I. J., Reich, P. B., Westoby, M., Ackerly, D. D., Baruch, Z., Bongers, F., Cavender-Bares, J., Chapin, T., Cornelissen, J. H., Diemer, M., et al. (2004). The worldwide leaf economics spectrum. *Nature*, 428(6985):821–827.
- WWF België (2021). Mondiaal rapport IPBES geeft onweerlegbaar bewijs van natuurverlies. WWF roept op tot dringende actie.
- Xue, J. and Su, B. (2017). Significant remote sensing vegetation indices: A review of developments and applications. *Journal of sensors*, 2017.
- Yachi, S. and Loreau, M. (2007). Does complementary resource use enhance ecosystem functioning? a model of light competition in plant communities. *Ecology Letters*, 10(1):54–62.

- 
- Yamazaki, F., Liu, W., and Takasaki, M. (2009). Characteristics of shadow and removal of its effects for remote sensing imagery. In *2009 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, volume 4, pages IV-426. IEEE.
- Zarco-Tejada, P., Hornero, A., Hernández-Clemente, R., and Beck, P. (2018). Understanding the temporal dimension of the red-edge spectral region for forest decline detection using high-resolution hyperspectral and sentinel-2a imagery. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 137:134-148.
- Zhang, S., Landuyt, D., Verheyen, K., and De Frenne, P. (2022). Tree species mixing can amplify microclimate offsets in young forest plantations. *Journal of Applied Ecology*.
- Zhu, Y., Yao, X., Tian, Y., Liu, X., and Cao, W. (2008). Analysis of common canopy vegetation indices for indicating leaf nitrogen accumulations in wheat and rice. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 10(1):1-10.

# BIJLAGE A

## LITERATUURSTUDIE

Section	Division	Class (with examples)	
Provisioning	Nutrition	Wild plants (berries, mushrooms) and animals (game) for food	
		Water for drinking	
	Material	Wood biomass (fibres, wood, timber)	
		Genetic material (for tree breeding)	
		Water for non-drinking purposes (irrigation)	
Energy	Fuel-wood		
Regulating	Mediation of toxics or nuisances	Filtration, sequestration (by trees or forest soils, of pollutants)	
		Mediation of smell, noise, visual impacts (visual screening, noise reduction by trees)	
	Mediation of flows	Protection against erosion (landslides, avalanches)	
		Water flow maintenance (precipitation interception)	
		Protection against flood (by riparian forests or mangroves)	
		Protection against storms (shelter belts)	
	Maintenance of physical, chemical and biological conditions	Pollination and seed dispersal (by pollinators or seed dispersal forest species)	
		Habitat provision (habitat for native species and endangered biota)	
		Pest and disease control (e.g., habitat for natural enemies)	
		Soil formation and composition (weathering, decomposition, mineralization)	
		Climate regulation (gas and carbon sequestration, temperature stabilization)	
	Cultural	Physical and intellectual interactions with nature	Experiential use of plants, animals and settings (e.g., bird watching, hiking)
			Physical use of plants, animals and settings (e.g., leisure hunting)
Scientific, educational use of plants, animals and settings (subject matters)			
Spiritual and symbolic interactions with nature		Emblematic or sacred plants, animals or setting (sacred trees)	
		Existence and bequest (enjoyment of wilderness, conservation for future generation)	

Figuur A.1: Lijst van ecosysteemdiensten relevant voor bosecosystemen, gebaseerd op de CICES (Common International Classification of Ecosystem Services) classificatie (Brockerhoff et al., 2017).



## BIJLAGE B

# MATERIAAL EN METHODE

### RedEdge-MX Dual Camera System Specifications

Weight	508.8 g (Two sensors, Dual Cam Mount, DLS2, and cable)
Dimensions	8.7cm x 12.3cm x 7.6cm (3.4in x 4.8in x 3.0in)
External Power	4.2 V DC – 15.8 V DC
Power Input	8.0/16.0W (nominal, peak) Provided through Dual Camera Mount
Spectral Bands	Coastal blue 444(28)*, blue 475(32), green 531(14)*, green 560(27), red 650(16)*, red 668(14), red edge 705(10)*, red edge 717(12), red edge 740(18)*, NIR 842(57)
RGB Color Output	3.6 MP (global shutter, aligned with all bands)
Sensor Resolution	1280 x 960 (1.2 MP per EO band)
Ground Sample Distance (GSD):	8 cm per pixel (per band) at 120 m (~400 ft) AGL
Capture Rate	1 capture per second (all bands), 12-bit RAW
Interfaces	Serial, 10/100/1000 ethernet, removable Wi-Fi, external trigger, GPS, SDHC
Field of View	47.2° HFOV
Heat	0-40C ambient (no airflow); 0-50C ambient with airflow >0.5m/s
Triggering Options	Timer mode, overlap mode, external trigger mode (PWM, GPIO, serial, and Ethernet options), manual capture mode

Figuur B.1: Extra specificaties over de multispectrale camera: MicaSense RedEdge-MX Dual Camera Imaging System van MicaSense ([AEROMOTUS, 2020](#)).

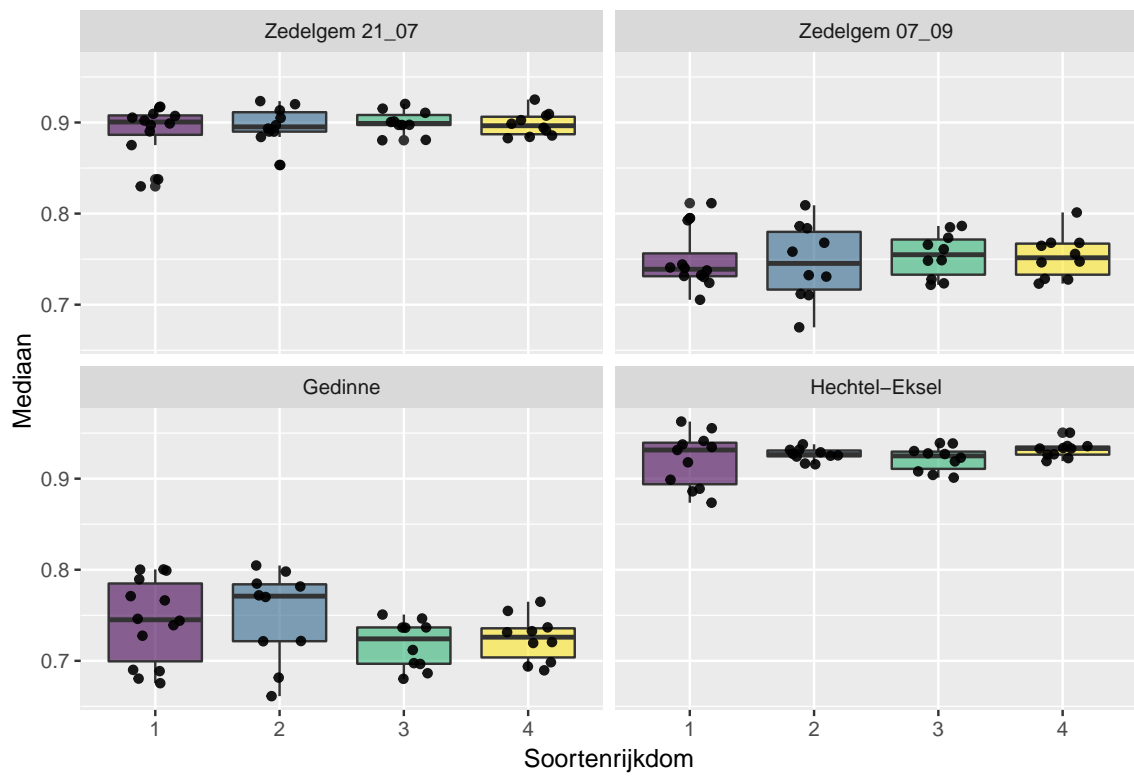
<b>Plot</b>	<b>SR</b>	<b>Gemiddelde</b>	<b>Mediaan</b>	<b>SD</b>	<b>CV</b>
<b>1</b>	4	0,603084554	0,589763045	0,085636257	0,141997099
<b>2</b>	1	0,550738177	0,537622601	0,075103085	0,136368039
<b>3</b>	3	0,549430671	0,539379597	0,080543808	0,146595034
<b>4</b>	2	0,581748944	0,566257477	0,084864415	0,145878073
<b>5</b>	2	0,551128275	0,543383896	0,078154088	0,141807437
<b>6</b>	4	0,55283213	0,544539809	0,078800395	0,142539463
<b>7</b>	3	0,602006905	0,582375228	0,092814792	0,154175626
<b>8</b>	1	0,53008052	0,518285811	0,076936707	0,145141548
<b>9</b>	3	0,58899526	0,573544115	0,087971124	0,149357949
<b>10</b>	2	0,549037078	0,538584292	0,073362785	0,133620821
<b>11</b>	1	0,568997542	0,564900756	0,07957129	0,139844699
<b>12</b>	4	0,584537216	0,572402656	0,084832362	0,145127393
<b>13</b>	1	0,529057061	0,522009879	0,068575309	0,129617983
<b>14</b>	2	0,565643323	0,557899117	0,088210726	0,155947612
<b>15</b>	1	0,553871389	0,542775691	0,090327622	0,16308411
<b>16</b>	4	0,566535521	0,553021252	0,082277866	0,145229845
<b>17</b>	2	0,577438542	0,561389804	0,08309671	0,143905721
<b>18</b>	3	0,552061845	0,541807741	0,07764537	0,140646144
<b>19</b>	3	0,563988302	0,54963094	0,08261276	0,146479563
<b>20</b>	4	0,553635462	0,541285753	0,07787885	0,140668103
<b>21</b>	1	0,540720618	0,533653766	0,081595958	0,150902251
<b>22</b>	4	0,562840181	0,550712526	0,078764348	0,139940876
<b>23</b>	4	0,583534168	0,570196509	0,08703691	0,149154779
<b>24</b>	3	0,5463528	0,536756963	0,076702261	0,140389617
<b>25</b>	2	0,526434353	0,517820776	0,080265597	0,152470288
<b>26</b>	2	0,554475429	0,542724073	0,073039305	0,131726856
<b>27</b>	1	0,530687885	0,519492209	0,072396153	0,136419458
<b>28</b>	3	0,547481058	0,538855731	0,079345057	0,144927493
<b>29</b>	4	0,562168302	0,546973705	0,085873741	0,152754505
<b>30</b>	1	0,432886219	0,422684282	0,083052186	0,191856849
<b>31</b>	3	0,571152369	0,557136148	0,084476901	0,147906068
<b>32</b>	3	0,575604977	0,560512394	0,086209634	0,149772219
<b>33</b>	2	0,560988746	0,547548115	0,078833358	0,14052574
<b>34</b>	3	0,55253561	0,536483228	0,081213405	0,146983115
<b>35</b>	4	0,546056705	0,534692407	0,080326577	0,147102995
<b>36</b>	2	0,540844973	0,528486699	0,076465449	0,141381455
<b>37</b>	2	0,557065221	0,548771024	0,082860197	0,148744157
<b>38</b>	1	0,556156932	0,547785163	0,082903627	0,149065168
<b>39</b>	1	0,548802846	0,540159583	0,066518231	0,12120606
<b>40</b>	1	0,508035368	0,501508504	0,073119082	0,143925181
<b>41</b>	4	0,57495305	0,560640752	0,085406725	0,148545563
<b>42</b>	1	0,573222883	0,56497854	0,081966291	0,142992008

Tabel B.1: Voorbeeld van een dataset. Dit is de data van de VI NDRE van Zedelgem 21 juli met schaduw. SR staat voor soortenrijkdom in de plot, SD voor standaard afwijking en CV voor *Coefficient of Variation*.

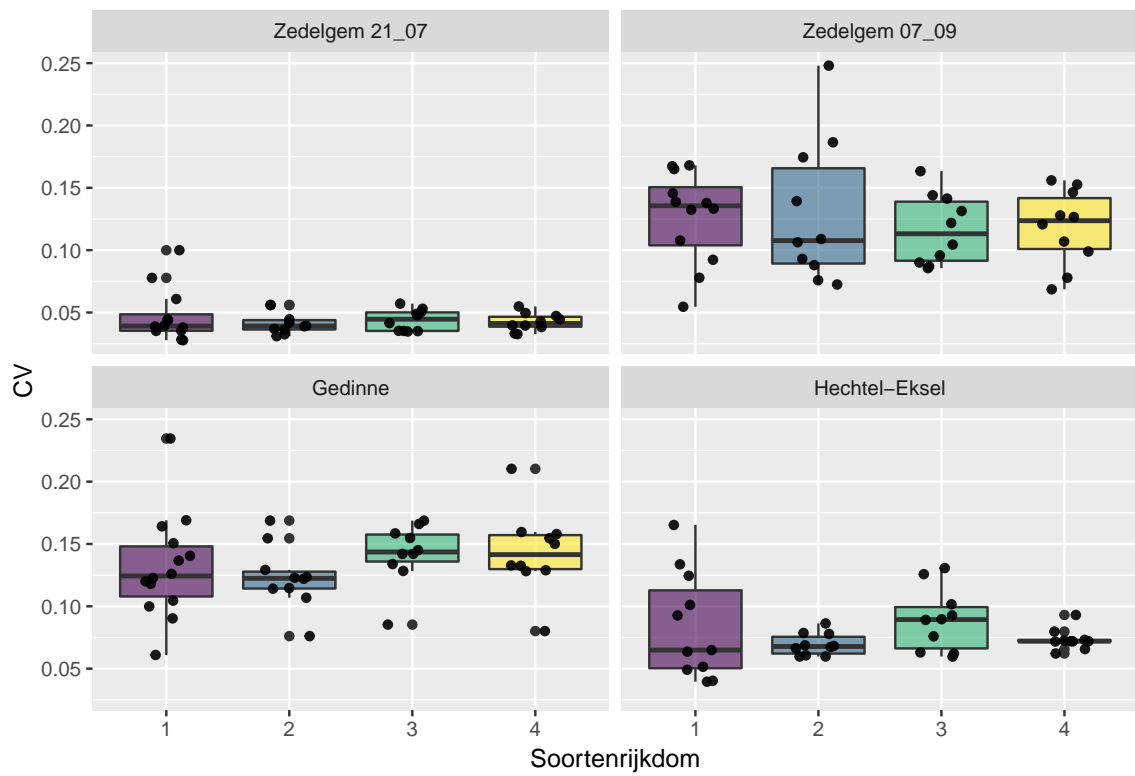


# BIJLAGE C

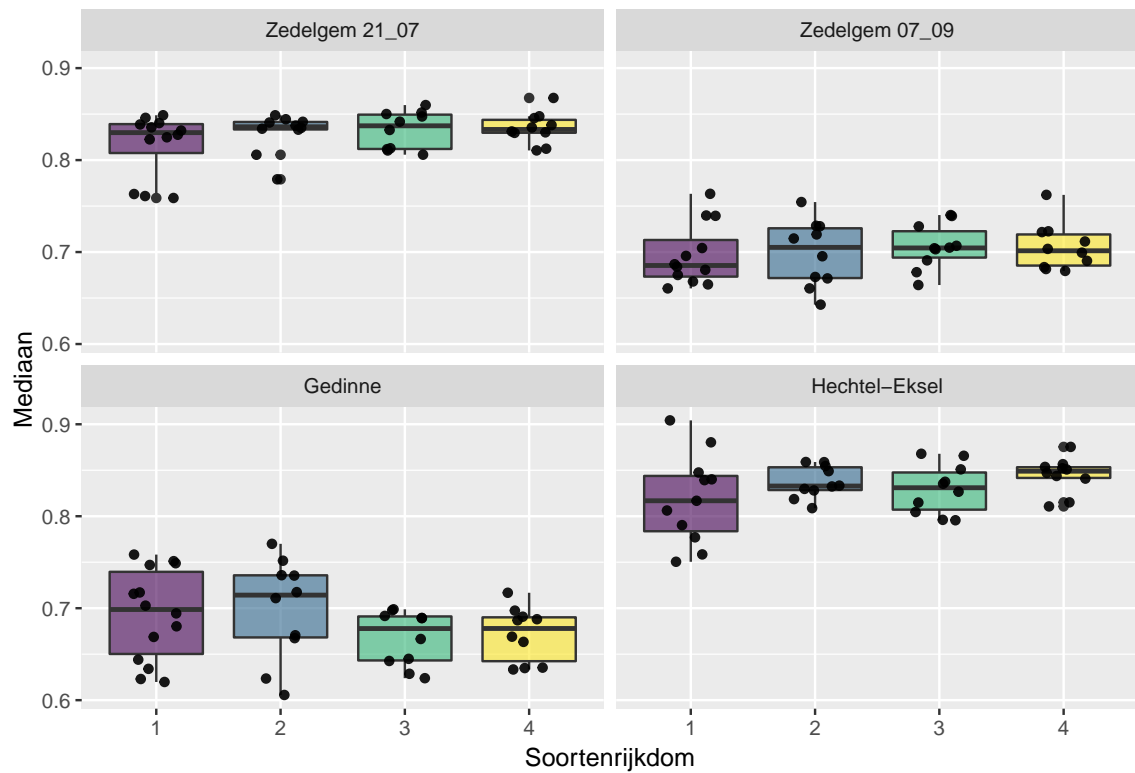
## RESULTATEN



Figuur C.1: Boxplot van de index NDVI en parameter mediaan.

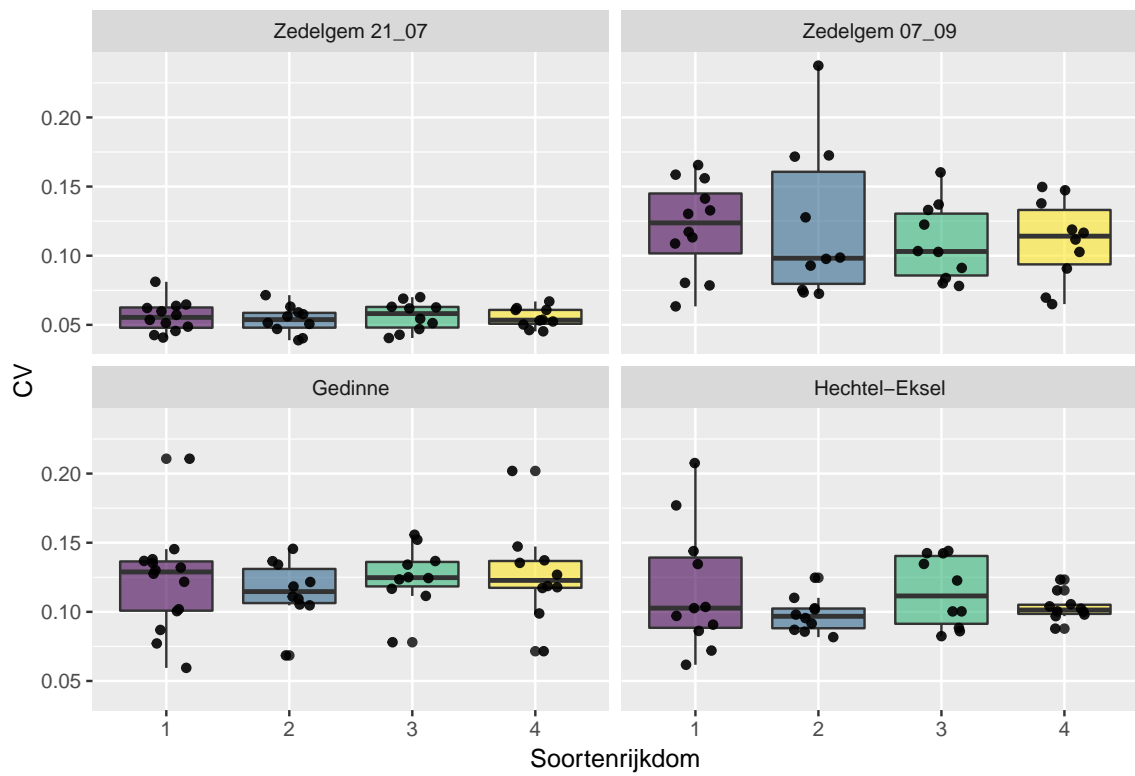


Figuur C.2: Boxplot van de index NDVI en parameter CV.

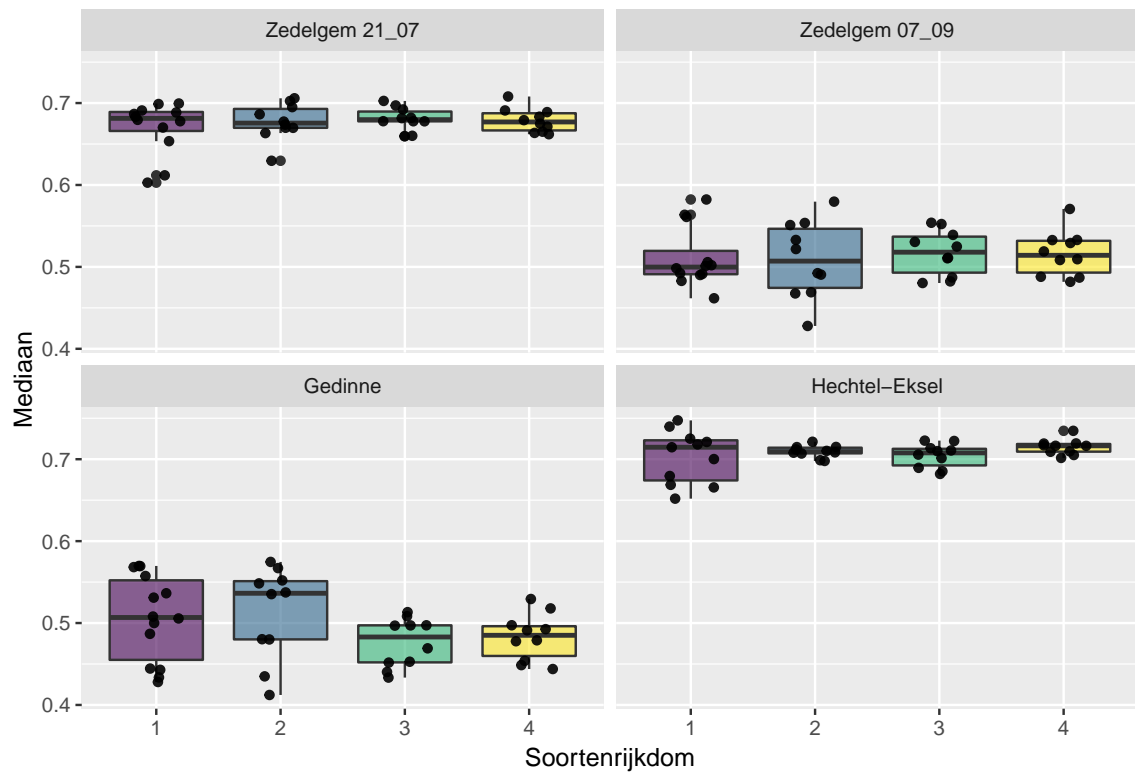


Figuur C.3: Boxplot van de index green NDVI en parameter mediaan.

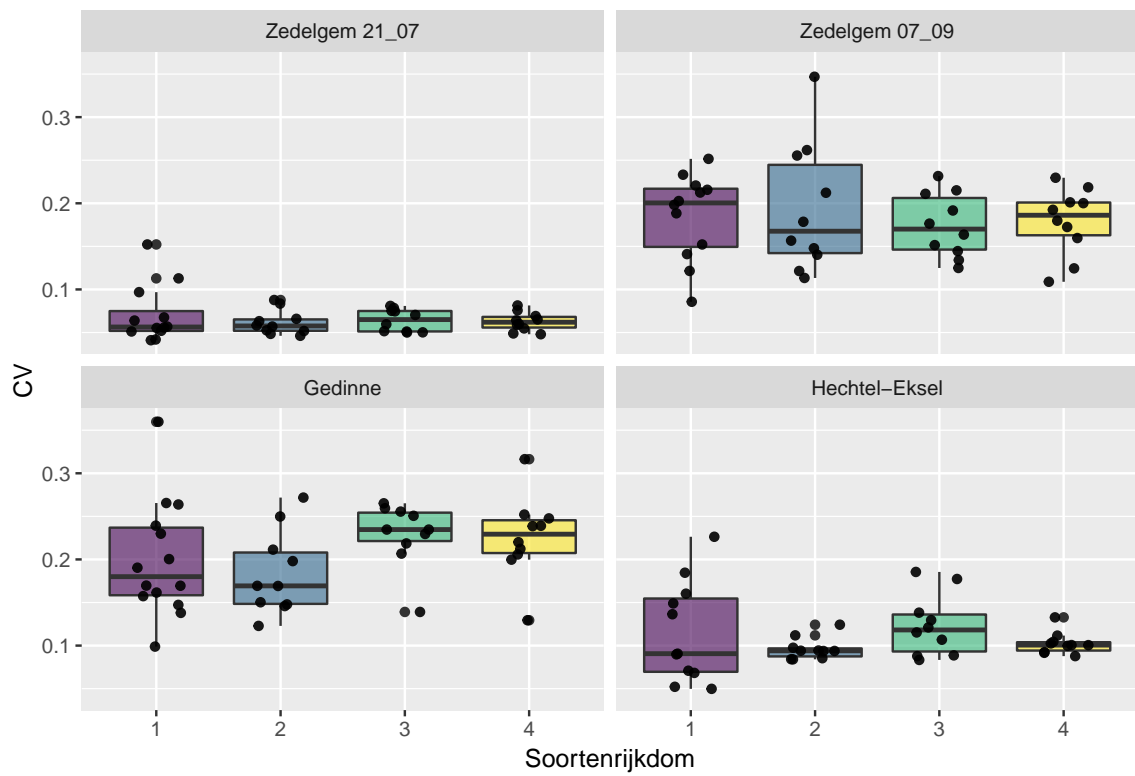
## C. Resultaten



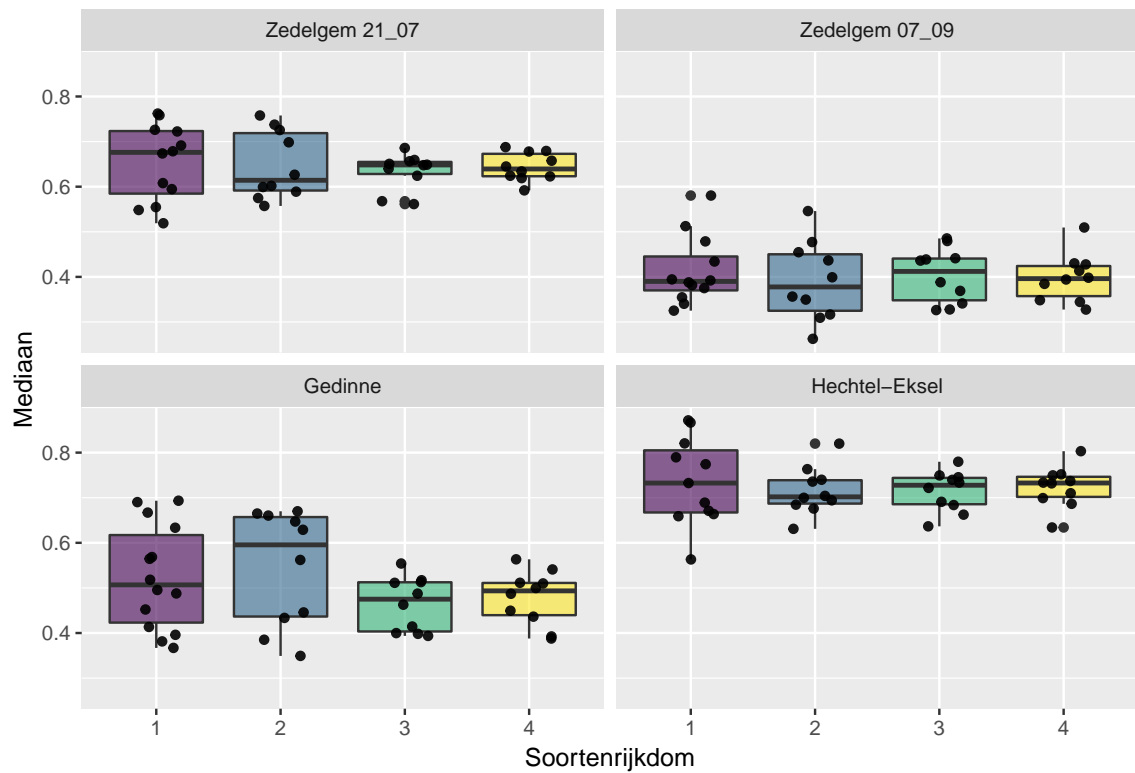
Figuur C.4: Boxplot van de index green NDVI en parameter CV.



Figuur C.5: Boxplot van de index kNDVI en parameter mediaan.

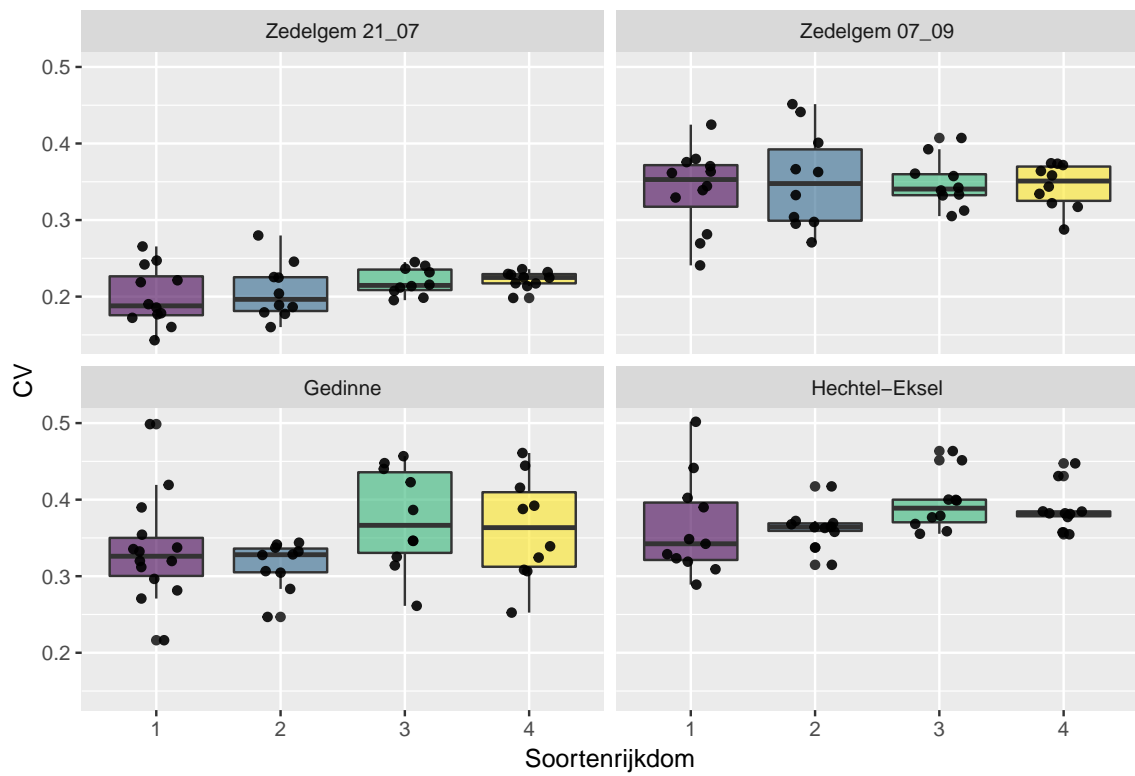


Figuur C.6: Boxplot van de index kNDVI en parameter CV.

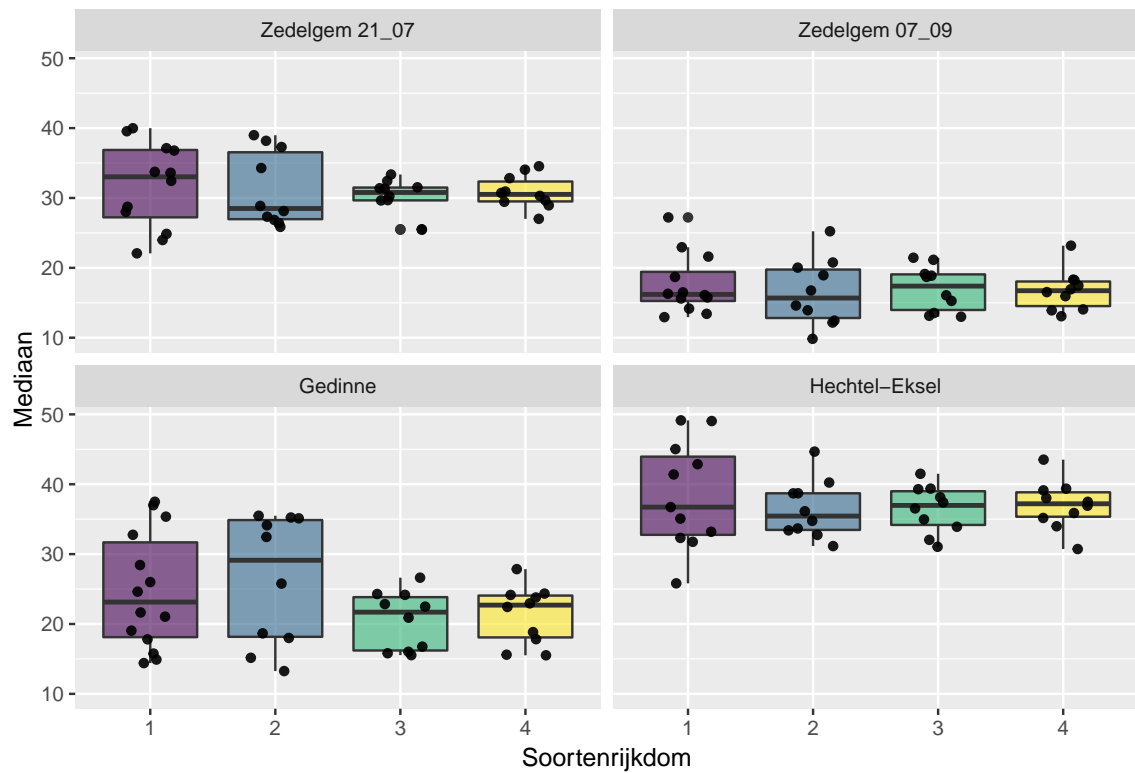


Figuur C.7: Boxplot van de index EVI en parameter mediaan.

## C. Resultaten



Figuur C.8: Boxplot van de index EVI en parameter CV.



Figuur C.9: Boxplot van de index  $NIR_v$  en parameter mediaan.