

Bepaling van die fisiologiese gesondheid van akkerbome (*Quercus robur*) in Potchefstroom

S Ludick

 orcid.org/0000-0002-8125-7099

Verhandeling aanvaar ter nakoming vir die graad *Magister
Scientiae* in Plantkunde aan die Noordwes-Universiteit

Studieleier: Prof. J M Berner

Medestudieleier: Prof. S S Cilliers

Gradeplegtigheid Mei 2022

27400522

VOORWOORD

Alle eer en lof aan my hemelse Pa wat my deur die loop van my studie uitermate geseën het en genadig was.

Ek dank graag InteliGro North en die Noordwes-Universiteit vir befondsing waarsonder hierdie navorsing nie moontlik sou wees het nie.

My opregte dank aan my studieleiers, prof. Jacques Berner en prof. Sarel Cilliers, vir die geleentheid om hierdie navorsing te doen en vir matelose leiding en ondersteuning. Ek bedank ook die Noordwes-Universiteit vir die gebruik van fasiliteite op die Potchefstroomkampus. Ek bedank ook graag die SAAWK (Suid Afrikaansa Akademie vir Wetenskap en Kuns) vir ruim befondsing.

Ek is besonder dankbaar vir my ouers vir hul liefde, ondersteuning, opoffering en gebed en vir hoe hulle my grootgemaak en op my studies voorberei het. Ek is ook my vriende en medekoorlede oneindig dankbaar dat hul my vanjaar ondersteun en my staande gehou het. Aan my verloofde, Paul Ackerman, dankie vir jou ondersteuning en liefde, dat jy my motiveer en my herinner waarom dit op die ou end alles gaan.

OPSOMMING

Bome in 'n stedelike omgewing, soos die eksotiese eikebome (*Quercus robur* L.) in Potchefstroom (Noordwesprovinsie, Suid-Afrika), verskaf verskeie ekosisteemdienste op straat- en stadsvlak. Aangesien bome baie gunstig is vir stedelike inwoning, is dit noodsaaklik om hul gesondheid te bestudeer en hierdie bome so lank moontlik te bewaar. *Quercus robur*-bome in die historiese Eikelaan in Potchefstroom toon sedert 1980 visuele gesondheidsagteruitgang, waarvoor die oorsaak steeds grootliks 'n vraagstuk is. Die doelwit van hierdie studie was om die vitaliteit van verteenwoordigende bome in die laning wat deur verskillende tipes grondbedekking omring word, vas te stel deur visuele boomtoestand, blaarwaterpotensiaal, prolieninhoud, voedingstofanalise, chlorofilinhoud en chlorofil *a*-fluoressensie te meet. Die data wat ingesamel is, het aangedui dat die parameters en aanwysers waarmee boomvitaliteit vasgestel is, van waarde was by die vasstelling van plantgesondheid; hierdie data verklaar egter nie op sigself die bome se verlies van gesondheid nie. Hoewel bome met ondeurdringbare oppervlakke as onderliggende grondbedekking, dus 'verseelde grond', laer waterpotensiale getoon het, dui dit nogtans nie op 'n watertekort nie. Ander faktore moet as die oorsaak van vitaliteitsverlies in hierdie straatbome oorweeg word. Eikebome in die laning in Potchefstroom moet fyn gemonitor word om suksesvolle bewaring deur wetenskaplikes, stadsinwoners en munisipale owerhede te verseker.

Sleuteltermes: Potchefstroom, eikebome, waterstres, fotosintese, chlorofil *a*-fluoressensie, F_w/F_m , prestasie-indeks, PI_{totaal} , stedelike ekologie, visuele taksering, voedingstofanalise, prolien

ABSTRACT

Trees in an urban setting, such as the exotic Oak trees (*Quercus robur* L.) in Potchefstroom (North West province, South Africa), provide several ecosystem services on individual tree, street and city level. Since urban trees are very favorable to urban life, it is pivotal to study their health and conserve these trees as long as possible. *Quercus robur* trees in the historic Oak Avenue in this city have been showing a visual decrease in vitality since 1980, for which the cause is still largely unknown. This study aimed to determine the vitality of a section of the trees in the avenue with different types of land cover by determining visual tree conditions and measuring leaf water potential, proline content, nutrient analysis, chlorophyll content and chlorophyll a fluorescence. Data obtained indicated that the parameters and indicators used to determine tree vitality were beneficial in monitoring plant health; however, this data alone does not account for the health decline of the trees. Though trees with land cover of compacted impervious surface showed lower water potentials, this does not indicate water deficit. Other factors should be considered as the cause of vitality decline in these street trees. Oak trees in the avenue in Potchefstroom should be monitored carefully in the future to ensure successful conservation by scientists, city residents and municipal authorities.

Key terms: Potchefstroom, oak trees, water stress, photosynthesis, chlorofil a fluorescence, F_v/F_m , PI_{total} , performance index, urban ecology, nutrient analysis, proline

INHOUDSOPGAWE

VOORWOORD	I
-----------------	---

OPSOMMING	II
-----------------	----

ABSTRACT	III
----------------	-----

LYS VAN TABELLE

LYS VAN FIGURE

LYS VAN TERME EN ENGELSE VERTALINGS

HOOFSTUK 1: INLEIDING	1
-----------------------------	---

1.1	Agtergrond	1
-----	------------------	---

1.2	Probleemstelling	3
-----	------------------------	---

1.3	Navorsingsdoelwit en -doelstellings	4
-----	---	---

1.4	Uiteensetting van hoofstukke	5
-----	------------------------------------	---

HOOFSTUK 2: LITERATUURSTUDIE	7
------------------------------------	---

2.1	Bome in 'n stedelike omgewing	7
-----	-------------------------------------	---

2.1.1	Ekosisteemdienste en -ondienste van stadsbome	7
-------	---	---

2.1.2	Invloed van verstedeliking op bome in die stadsomgewing	10
-------	---	----

2.2	Boomvitaliteit	15
-----	----------------------	----

2.2.1	Beskrywing van boomvitaliteit en vitaliteitverlies weens omgewingstres	16
-------	---	----

2.3	<i>Quercus robur</i>	17
-----	----------------------------	----

2.3.1	Geskiedenis, morfologie en klassifisering van <i>Q. robur</i>	17
2.3.2	Reaksies van <i>Q. robur</i> op omgewingstres.....	19
2.4	Taksering van omgewingstres op plante.....	21
2.4.1	Visuele takserings	21
2.4.2	Fisiologie aanwysers.....	22
HOOFSTUK 3: MATERIAAL & METODES		34
3.1	Boomkeuse en studiegebied	34
3.2	Visuele taksering	42
3.3	Blaarwaterpotensiaal.....	43
3.4	Prolieninhoud	45
3.5	Chlorofil a-fluoressensie.....	46
3.6	Voedingstof-/elementanalise	47
3.7	Statistiese ontledings.....	47
HOOFSTUK 4: RESULTATE		49
4.1	Inleiding.....	49
4.2	Boomkeuse en visuele boomtaksering.....	49
4.3	Blaarwaterpotensiaal (Ψ_{blaar})	59
4.4	Chlorofilinhoud en chlorofil a-fluoressensie	62
4.5	Prolieninhoud	66
4.6	Voedingstof-/elementanalise	67
4.7	Korrelasie-analise.....	72

HOOFSTUK 5: BESPREKING.....	73
5.1 Visuele takserings van gesondheid	73
HOOFSTUK 6: GEVOLGTREKKINGS.....	81
6.1 Gevolgtrekkings	81
6.2 Aanbevelings vir die toekoms	83
BYLAAG A: ONDERLIGGENDE EN OMRINGENDE (10 M)	
GRONDBEDEKKINGSKATTINGS (%) VAN ELKE BOOM.	107
BYLAAG B: CHLOROFILINHOUDSINDEKS (CII) EN	
CHLOROFILFLUORESSENSIE-PARAMETERWAARDES VIR F_W/F_M EN PI_{TOTAAL}	
VIR DESEMBER 2018 EN MAART 2019.	109
BYLAAG C: PROLIENKONSENTRASIE	112
BYLAAG D: VOEDINGSTOFINHOUD IN BOME (MG KG⁻¹).....	113

LYS VAN TABELLE

TABEL 2-1: ABIOTIESE STRESFAKTORE WAARAAN STADSISTEME ONDERHEWIG IS EN DIE UITWERKING DAARVAN OP DIE SISTEEM, MET VERWYSINGS NA DIE BETROKKE LITERATUUR.	11
TABEL 2-2: MIKRO- EN MAKROVOEDINGSTOWWE IN PLANTE, HUL FUNKSIES EN ALGEMEEN AANVAARBARE HOEVEELHEDE BINNE PLANTE, ASOOK DIE GEMIDDELDE HOEVEELHEDE IN <i>QUERCUS</i>-SPESIES. AANGEPAS UIT HIRONS (2015).	30
TABEL 3-1: VISUELE VOORSTELLING VAN GRONDBEDEKKINGSKLASSIFIKASIE, SOOS UITGEBEELD IN FIGUUR 3-2.	37
TABEL 4-1: AANVANKLIKE DATA VANUIT TAKSERING VAN VISUELE BOOMSKADE VAN AL VYFTIG BOME.	49
TABEL 4-2: TABEL TOON BOOMVITALITEIT VOLGENS METODE VAN CALLOW <i>ET AL.</i> (2018). TABEL SLUIT AL VYFTIG BOME IN.	52
TABEL 4-3: BOOM- VISUELE TAKSERINGS VAN INDIVIDUELE BOME VOLGENS DIE METODE VAN ROLOFF.	54
TABEL 4-4: RISIKO VAN INDIVIDUELE BOME WAT BETREF VERBROKKELINGSPOTENSIAAL, GROOTTE VAN DIE AANGETASTE GEDEELTE, TEIKENWAARDE EN TOTALE WAARDE UIT 12.	55
TABEL 4-5: OPSOMMING VAN STATISTIESE BEVINDINGE VAN VERSKILLE IN VOEDINGSTOFWAARDES IN GROEPE, MET MEDIAANWAARDES ASOOK <i>P</i>- EN <i>Z</i>-WAARDES.	69

LYS VAN FIGURE

FIGUUR 2-1: STEDELIKE EKOSISTEEDIENSTE EN -ONDIENSTE WAT EKOSISTEME IN STEDE BIED. HIERDIE AFBEELDING IS 'N OPSOMMING VAN BRONNE: BOLUND & HUNHAMMAR, 1999; CARIÑANOS *ET AL.*, 2017; GÓMEZ-BAGGETHUN *ET AL.*, 2013; LYYTIMÄKI, 2017; NOWAK *ET AL.*, 2013 9

FIGUUR 2-2: STEDELIKE FAKTORE WAT STRES MEEBRING VIR PLANTEGROEI (CZAJA *ET AL.*, 2020). 11

FIGUUR 2-3: 'N VOORSTELLING VAN DIE INTENSITEIT EN DUUR VAN WATERTEKORTSTRES WAT LEI TOT BOOMAFSTERWE WEENS KOOLSTOFVERHONGERING, HIDROULIESE EN SIMPLASTIESE VERSAKING, EN BIOTIESE AGENTE WAT DIE EFFEKTE VAN HIERDIE TWEE FAKTORE KAN VERGROOT. FIGUUR UIT MCDOWELL *ET AL.* (2008) AANGEPAS. 23

FIGUUR 2-4: VOORSTELLING VAN DIE PROLIENVERVAARDIGING IN PLANTE TYDENS WATERTEKORTSTRES, SOOS AANGEPAS UIT SIGNORELLI (2016). 25

FIGUUR 2-5: VOORSTELLING VAN DIE FUNKSIES VAN PROLIEN IN PLANTE. PROLIEN DRA BY TOT DIE INSTANDHOUDING VAN DIE REDOKSBALANS, DIEN AS 'N OSMOBESKERMMIDDEL, IS 'N KOMPONENT VAN METABOLIESE SEINPAAIE EN WORD VIR PROTEÏENSINTESE GEBRUIK (SZABADOS & SAVOURÉ, 2010). AFKORTINGS: RSS = REAKTIEWE SUURSTOFSPESIE; PSD = GEPROGRAMMEERDE SELDOOD; PDH = PROLIEN-DEHIDROGENASE; GST = GLUTATIOONTRANSFERASES; KAT = KATALASE; APD = ASKORBAATPEROKSIDASE. FIGUUR UIT SZABADOS EN SAVOURÉ AANGEPAS (2010). 26

FIGUUR 2-6: VISUELE VOORSTELLING VAN REAKSIES TYDENS FOTOSINTESE WAAR LIG OPGENEEM WORD DEUR DIE TWEE FOTOSISTEME I EN II (FSI & FSII). AFKORTINGS: PK-POEL = PLASTOKINOONPOEL; PS = PLASTOSIANIEN; FD = FERRODOKSIEN; FNR = FERRODOKSIEN-NADF-REDUKTASE. DATA VIR BEELD BEKOM UIT BRIM *ET AL.* (2014); HALLENBECK *ET AL.* (2018); EN LAMBERS *ET AL.* (2008)...... 27

FIGUUR 3-1: STUDIEGEBIED MET AANDUIDING VAN ELK VAN DIE BOME. A) BOME 1A-11C STAAN IN STEVE BIKOLAN EN BOME 12A-12D STAAN IN KOCKSTRAAT. GROEP 1 HOOFSAAKLIK GRONDBEDEKKING VAN VERDIGTE KAAL GROND EN PLAVEISEL (BOME 1A-1E, 2A-2C, 4A-4E, 6A-6C, 7A-7D, 8A-8E, 9A-9E); GROEP 2 OPVALLEND KLIPKLIPGRUIS AS GRONDBEDEKKING (BOME 3A-3C); EN GROEP 3 HOOFSAAKLIK TUIN- EN GRASPERK AS GRONDBEDEKKING (BOME 5A-5C, 10A-10C, 11A-11C, 12A-12D), WAARONDER BOME IN KOCKSTRAAT. B) VERWYSINGSBOME HOOFSAAKLIK NATUURLIKE GRONDBEDEKKING (13A-13C) LANGS 'N AVONTUURROETE..... 35

FIGUUR 3-2: VOORSTELLING VAN DIE GEMIDDELDE PERSENTASIE GRONDBEDEKKING ONDER DIE *Q. ROBUR*-BOME IN 'N 10 M-RADIUS VANAF DIE BOOMSTAM. GROEP 1 HOOFSAAKLIK MET GRONDBEDEKKING VAN VERDIGTE KAAL GROND EN PLAVEISEL (BOME 1A-1E, 2A-2C, 4A-4E, 6A-6C, 7A-7D, 8A-8E, 9A-9E); GROEP 2 OPVALLEND MET KLIPKLIPGRUIS AS GRONDBEDEKKING (BOME 3A-3C); EN GROEP 3 HOOFSAAKLIK TUIN- EN GRASPERK AS GRONDBEDEKKING (BOME 5A-5C, 10A-10C, 11A-11C, 12A-12D), WAARONDER BOME IN KOCKSTRAAT; VERWYSINGSBOME MET HOOFSAAKLIK NATUURLIKE GRONDBEDEKKING (13A-13C)..... 36

FIGUUR 3-3: A) DIAMETER OP BORSHOOGTE (DBH), B) BOOMHOOGTE EN C) GEMIDDELDE KROONBEDEKKING, GEGROEPEER. VERSKILLENDE LETTERS DUI STATISTIES BEDUIDENDE VERSKILLE AAN..... 42

FIGUUR 3-4: A) VOORBEELD VAN 'N BOOM MET 'N ROLOFF-VITALITEITSINDEKS VAN 0 (LEWENSKRAGTIG) EN B) VOORBEELD VAN 'N BOOM MET 'N ROLOFF-VITALITEITSINDEKS VAN 3 (ERG BESKADIG).....	43
--	----

FIGUUR 3-5: WATERPOTENSIAAL (Ψ_{BLAAR}) IN MPA SOOS GEMEET VANAF 01:00 TOT 24:00.....	44
---	----

FIGUUR 3-6: WATERPOTENSIAAL (Ψ_{BLAAR}) IN MPA SOOS GEMEET VANAF 21:00 TOT 05:00. VERSKILLENDEN LETTERS GEE STATISTIES BEDUIDENDE VERSKILLE AAN.....	44
--	----

FIGUUR 4-1: A) ROLOFF-VITALITEITSINDEKS (0-3) EN B) BOOMRISIKOWAARDE (0-12), BOME GEGROEPEER. VERSKILLENDEN LETTERS DUI OP 'N STATISTIES BEDUIDENDE VERSKIL.....	57
--	----

FIGUUR 4-2: BASALE BLAARWATERPOTENSIAAL (Ψ_{BLAAR}) VAN INDIVIDUELE BOME (1-50) SOOS AANGETEKEN IN DESEMBER 2018 EN MAART 2019.....	59
---	----

FIGUUR 4-3: RELATIEWE AFWYKING VAN BASALE BLAARWATERPOTENSIAAL (Ψ_{BLAAR}) VIR ELKE BOOM VANAF DIE GEMIDDELDE Ψ_{BLAAR} VAN ALLE BOME VIR ELKE DATASTEL: A) DESEMBER 2018 EN B) MAART 2019. $\Delta(\Psi_{\text{BLAAR}})_{\text{REL}} \% = [(\Psi_{\text{BLAAR}})_{\text{BOOM}} - (\Psi_{\text{BLAAR}})_{\text{GEM}}] / (\Psi_{\text{BLAAR}})_{\text{GEM}} \times 100$	61
---	----

FIGUUR 4-4: GEMIDDELDE BLAARWATERPOTENSIAAL (Ψ_{BLAAR}) IN MPA VIR DESEMBER 2018 EN MAART 2019 VIR ELKE GRONDBEDEKKINGSTIPE – ONDEURDRINGBARE OPPERVLAK, KLIPGRUIS, TUIN/GRASPERK, EN VERWYSING. VERSKILLENDEN LETTERS GEE STATISTIES BEDUIDENDE VERSKILLE ($P < 0.05$) AAN VIR GROEPE IN DESEMBER 2018 EN IN MAART 2019.	62
---	----

FIGUUR 4-5: GEMIDDELDE CHLOROFILINHOUDSINDEKS VAN BOME 1-50. 63

**FIGUUR 4-6: CHLOROFILINHOUD VAN BOME VIR ELKE TIPE
GRONDBEDEKKING – ONDEURDRINGBARE OPPERVLAKE, KLIPGRUIS,
TUIN/GRASPERK EN VERWYSING. VERSKILLEND LETTERS STEL
STATISTIESE BEDUIDENDE VERSKILLE VOOR ($P < 0.05$). 64**

**FIGUUR 4-8: GEMIDDELDE F_w/F_m -WAARDES VIR DESEMBER 2018 EN
MAART 2019 VIR ELKE TIPE GRONDBEDEKKING – ONDEURDRINGBARE
OPPERVLAK; TUIN/GRASPERK; KLIPGRUIS; EN VERWYSING.
VERSKILLEND LETTERS GEE STATISTIESE BEDUIDENDE VERSKILLE AAN
($P < 0.05$) TUSSEN GROEPE IN DESEMBER 2018 EN IN MAART 2019. 66**

**FIGUUR 4-9: GEMIDDELDE PROLIENKONSENTRASIE ($\mu\text{MOL. G}^{-1}$) VAN ELKE
TIPE GRONDBEDEKKING – ONDEURDRINGBARE OPPERVLAKE;
TUIN/GRASPERK; KLIPGRUIS; EN VERWYSING. VERSKILLEND LETTERS
STIP STATISTIESE BEDUIDENDE VERSKILLE AAN ($P < 0.05$). 67**

LYS VAN TERME EN ENGELSE VERTALINGS

adenosine diphosphate (ADP)	adenosiendifosfaat (ADF)
adenosine triphosphate (ATP)	adenosientrifosfaat (ATF)
aerosol salt	strooisout
ascorbate peroxidase (APX)	askorbaatperoksidase (APD)
assessment	taksering
benefit-based tree valuation	bate-gebaseerde boomwaardering
block heater	blokverwarmer
breast height	borshoogte
canopy	kroon
catalase (CAT)	katalase (KAT)
cell wall	selwand
cohort senescence theory	kohortverouderingsteorie
conductance	geleiding
co-occurring	medevoorkomende
covered root collar	bedekte wortelkraag
crown epicormic growth	kroon- epikormiese groei
cytochrome	sitochroom
deciduous	bladwisselende
detoxification	ontgifting
dieback	afsterwing
earlywood	vroeghout
evaluation	waardering
failure	verbrokkeling
failure potential	verbrokkelingspotensiaal
ferredoxin (Fd)	ferrodoksien (Fd)
ferredoxin NADF reductase (FNR)	ferrodoksien-NADF-reduktase (FNR)
foliage	gebladerte
glutathione transferases (GST)	glutatioontransferases (GST)
growth rate	groeikoers
hydraulic failure	hidrouliese versaking
hydraulic recovery	hidrouliese herstel
impervious surface	ondeurdringbare oppervlak
latewood	laathout
Manion Decline Spiral	Manion Kwyningspiraal
mechanical failure	meganiiese versaking
mesophyll	mesofil
Micromist nebulizer	Micromist-newelspuit
microplate well	mikroplaatput
mitochondrial functions	mitochondriese funksies

multivariate linear regression analysis	meervariaat- lineêre regressieanalise
obovate	omgekeerd eiervormig
osmotic potentials	osmosepotensiale
pedunculate	steeleik
performance index	prestasie-indeks
petiole	blaarsteel
photosynthetic performance	fotosintetiese aktiwiteit
photosystem I / II (PSI & PSII)	fotosisteen I / II (FSI & FSII)
pinnate venation	geveerde aarstelsel
plastocyanin (Pc)	plastosianien (Ps)
plastoquinone	plastokinoon
plastoquinone (Pq pool)	plastokinoonpoel (Pk-poel)
polyphagous shot hole borer	stompkopkewer
potential gradient	potensiaalhellings
precipitation	neerslag
pre-dawn	voordags
programmed cell death (PCD)	geprogrammeerde seldood (PSD)
proline	prolien
proline dehydrogenase (PDH)	prolien-dehidrogenase (PDH)
rating	waarde
reactive oxygen species (ROS)	reaktiewe suurstofspesie (RSS)
redox	redoks=
root sucker	wortelsuier
salinity	sout=
scale insects	dopluise
Scholander pressure chamber	Scholander-drukkamer
soil compaction	grondverdigting
solute	opgeloste stof
surface root	oppervlakwortel
surface runoff	oppervlakafloop
synthase	sintase
target rating	teikenwaarde
tree hazard rating	boomrisikowaarde
tree risk assessment	boomrisikotaksering
ULTRASPEC® certified custom mixed multi-element stock standard solution	ULTRASPEC®-gewaarmerk pasgemaak gemengde multi-element- stokoplossing
urban heat island	stedelike hitte-eiland
vital	lewenskragtig
vitality	vitaliteit
volatile organic compounds (VOCs)	vlugtige organiese verbindings (VOV's)
water infiltration rate	waterinsyferingstempo

HOOFSTUK 1: INLEIDING

1.1 Agtergrond

Bome maak 'n integrale deel uit van stedelike ekosisteme weens hul bydrae tot hitteopname, deur koolstofdioksiedsekwestrasie en deur partikelbesoedeling te verminder. 'n Onderzoek van bome se reaksie op stedelike toestande is daarom nodig vir 'n grondiger begrip van hul reaksie op onmiddellike omgewingstimuli, asook hul langdurige aanpassing by sekere toestande soos versnelde klimaatsverandering (Burley *et al.*, 2019; Calfapietra *et al.*, 2015). Verskeie faktore kan die gesondheid van bome beïnvloed, waaronder grondeienskappe, mikroklimaat, lug- en grondbesoedeling, patogene en stadsontwikkeling (Nitschke *et al.*, 2017; Petrova *et al.*, 2014). Hierdie faktore kan 'n ingrypende uitwerking op bome se fisiologie en produktiwiteit hê, soos in Melbourne in Australië bevind is met die aantekening van stadsboomafsterwe weens droogte (May *et al.*, 2013) en in Noord-Amerika en Europese stede waar besonder baie bome jaarliks sterf weens omgewingstres (Petrova *et al.*, 2014).

Bome in 'n stadsomgewing, soos die eksotiese eikebome (*Quercus robur* L., hierna *Q. robur*) in Potchefstroom in die sentraal-noorde van Suid-Afrika, lewer verskeie ekosisteedienste op straat- en stadsvlak. Hieronder tel verkoelende effekte wat deur transpirasie verskaf word, koolstofdioksiedopname en -sekwestrasie, die bydrae van 'n komplekse stedelike woudhabitat tot biodiversiteit, en die vermindering van stedelike hitte-eilandeffekte en van partikelbesoedeling (Edmondson *et al.*, 2016; Fan *et al.*, 2015; Livesley *et al.*, 2016; Nowak *et al.*, 2006). Stedelike bome word ook saam met grys- en stormwaterinfrastruktuur aanbeveel vir die afloop van stormwater in stede deur oortollige water uit die grond te haal, infiltrering te verbeter en neerslag met hul krone op te vang (Berland *et al.*, 2017).

Stedelike bome kan egter onderhewig wees aan verskeie omgewingstresfaktore wat nie in 'n natuurlike woudomgewing sou geld nie en wat verdigting van grond en grondverseëling, watertekorte, meganiese skade en lae grondvrugbaarheid kan meebring (Sæbø *et al.*, 2005; Sepúlveda & Johnstone, 2018). Grondverdigting word in stedelike gebiede hoofsaaklik deur bouwerk en swaar pad- en voetgangerverkeer veroorsaak. Gevolglik word die boomwortels se vermoë om die grond deur te dring, versteur en kan bome weens verminderde oppervlakarea nie genoegsame water, lug of minerale opneem nie. Bowendien bring die verdigte grond verlaagde lug- en waterdeurlaatbaarheid mee en dit versteur verder die beskikbaarheid en opname van water en suurstof (Berland *et al.*, 2017; Czaja *et al.*, 2020). Grondverdigting veroorsaak die verlies van bewoonbare poreespasie vir mikrobies, waardeur die hoeveelheid voordelige grondmikrobies

beperk word, wat natuurlike prosesse soos voedingstofsiklering en stikstoffiksering beïnvloed (Day *et al.*, 2010).

Kunsmatige boumateriaal kan verhoogde grond-pH en verswakte grondstruktuur veroorsaak (Czaja *et al.*, 2020). Die tipe grondbedekking onder stedelike bome kan boomgesondheid ook beïnvloed, afhangend van die mate van deurlaatbaarheid. Grondbedekking wat die grond 'verseël' kan 'n invloed uitoefen op waterbeweging, hitte-uitruiling met die atmosfeer, gasdiffusie en grondbiota (Scalenghe & Ajmone Marsan, 2009). Hierdie stedelike gegewens dra tot fisiologiese stres in stadsbome by, veral bome wat langs teerpaaie staan. Daar is bevind dat hierdie faktore bome se lewensduur kan verkort vergeleke met bome in landelike gebiede (Czaja *et al.*, 2020; Sæbø *et al.*, 2005).

Gegewe dat bome kosbaar is vir stedelike bewoning, is dit noodsaaklik om hul gesondheid te bestudeer, hul so lank moontlik te bewaar en tot toekomstige studies op stadsbome by te dra. Daar is vantevore met die term "vitaliteit" verwys na die algehele gesondheid van bome en die term word (deur Shigo, 1991) uiteengesit as 'n boom se vermoë om te groei in die sisteem se huidige toestand. Johnstone *et al.* (2013) stel voor dat die vitaliteit van bome vasgestel word met verwysing na die stres waaronder die boom verkeer.

Eikebome (*Q. robur*) is in 1910 in Potchefstroom geplant om 'n laning van 6.8 km te vorm en is sedertdien tot nasionale gedenkwaardigheid verklaar (The Heritage Portal, 2017). Hierdie bome lewer kritiese ekosisteedienste aan inwoners, soos reeds genoem is. Daar is egter 'n stelselmatige gesondheidsverlies by die bome oor die afgelope jare waargeneem (Vooys *et al.*, 2014). Hoewel ander fisiologiese studies op die eikebome in Potchefstroom uitgevoer is (Van Rensburg, Krüger, Ubbink, Stassen *et al.*, 1997), is daar nog nie klarigheid oor die vitaliteit van die bome nie. Hierdie kwessie moet aangespreek word sodat die bome vir toekomstige generasies bewaar kan word.

Chlorofil a-fluoressensie is 'n sensitiewe en betroubare nie-versteurende manier om fotosintetiese effektiwiteit van hoofsaaklik Fotosisteem II (FSII) vas te stel (Kusaka *et al.*, 2014). FSII is van besondere belang omdat daar gevind is dat hierdie fotosisteem sensitief is vir omgewingstres (Baker, 2006). Boomvitaliteit kan ook aan die hand van basale blaarwaterpotensiaal (Ψ_{blaar}) gemeet word (Sepúlveda & Johnstone, 2018). Prolieninhoud kan ook getoets word om te bevestig of waterstres teenwoordig is. Prolien dra by tot die instandhouding van die redoksbalans, dien as 'n osmobeskermmiddel, is 'n komponent van metaboliese seinpaaie en word vir proteïensintese gebruik.

Visuele takserings van straatbome is 'n nuttige manier om die toestand en gesondheid van bome vas te stel en agteruitgang van gesondheid en vitaliteit aan te dui (Adesoye & Dondofema, 2021). Voorts is visuele takserings, naas metodes soos resistografie en tomografie, die eerste stap in die identifisering van boomafterwe; dit kan die afterwe van stedelike bome bevestig en die mate daarvan vasstel (Allison & Wang, 2015). Sulke takserings kan, tesame met fisiologiese metings (van waterpotensiaal en chlorofil a-fluoresensie), die vitaliteit van bome bepaal deur eksterne simptome aan te dui en moontlik hierdie simptome aan interne tekorte te koppel (Mattheck & Breloer, 1994).

1.2 Probleemstelling

'n Studie van die waterpotensiaal (Ψ) van eikebome wat langs 'n verstedelingsgradiënt in Potchefstroom groei, het bevind dat die voordagse waterpotensiaal van sommige bome tot onder -2.5 MPa gedaal het (Van Rensburg, Krüger, Ubbink, Scholes *et al.*, 1997). Hinckley *et al.* (1978) het 'n gemiddelde vlak van 'genoegsame grondvog' hoër as hierdie lesing van -2.5 MPa gevind. Met 'n waterpotensiaal van -2.2 MPa toon *Q. robur* L. tekens van holtevorming en 50% embolisme vind teen -2.7 MPa plaas (Dreyer *et al.*, 1990). Navorsing op die bome in Potchefstroom in 1997 het laer vlakke koolstofsekwestransie getoon. Dit sou weens droogtestres die bome se weerstand teen herbivorie kon verlaag het deur die dikte van kutikules te verander, die sekondêre metabolisme van die bome te affekteer en deur die aantal *Asterolecanium quercicola*-insekte wat op die bome teer, te verhoog (Van Rensburg, Krüger, Ubbink, Scholes *et al.*, 1997). Hoewel ander studies van die ekofisiologie van die eikebome in die laning uitgevoer is, is geen van die resultate gepubliseer nie. In 2005 is die waterpotensiaal van 12 bome in die Bult-buurt in Potchefstroom gemeet: die metings van voordagse waterpotensiaal het tussen -0.25 en -0.75 MPa gewissel en die metings teen 12:00 tussen -1.1 en -2.8 MPa, wat op groot variasie in die waterpotensiaal van die eikebome in die Bult-buurt dui (Gericke *et al.*, 2005). Die vitaliteit (PI_{ABS}) is ook gemeet en het indeksresultate van 10 tot 42 opgelewer. Slegs 12 bome is egter vir hierdie studie gekies en hul presiese liggings is nie verstrekkend nie.

Sosiale studie-vraelyste wat in die Potchefstroomse Eikelaan uitgedeel is, het die inwoners gevra oor hul gevoel jeens die bome en hoe belangrik die bome vir hul is, asook hoe/of hul bereid is om by te dra tot die bome se bewaring (Gericke *et al.*, 2005). Hierdie studie het ook die effek van die plaaslike kunstefees, Aardklop, op die algehele gesondheid van die laning ondersoek; dit is gedoen deur die persentasie afwykings van die bome se waterpotensiaal, chlorofilinhoud en vitaliteit (met behulp van die PI_{ABS} -parameter) vanaf die gemiddeld vas te stel (Gericke *et al.*, 2005). Die data het 'n positiewe korrelasie tussen die bome se vitaliteit en chlorofilinhoud getoon; ook het die geskatte area tuin as grondbedekking positief met waterpotensiaal gekorreleer.

(Gericke *et al.*, 2005). Hierteenoor het die geskatte area met sypaaie as grondbedekking negatief met waterpotensiaal gekorreleer – dit dui daarop dat die ondeurdringbare oppervlakke 'n watertekort in die bome meegebring het en dat die waterpotensiaal hoër is in bome waar meer tuin dit omring (Gericke *et al.*, 2005).

'n Ander studie het die aantal dopluise op elke boom wat gemonitor is, bepaal (Van Rensburg, Krüger, Ubbink, Scholes *et al.*, 1997) en die gemiddelde grondverdigting van die gebiede getoon – hierdie studie het ook chlorofilinhoud, waterpotensiaal en boomvitaliteit gemeet (Els *et al.*, 2007). In genoemde studie is vasgestel dat die toename van verkeer en vertrapping deur voetgangers grondverdigting tot gevolg gehad het, wat 'n laer persentasie gravimetriesse waterinhoud tot gevolg gehad het (Els *et al.*, 2007). Hierdie studie het egter geen korrelasie tussen ondeurdringbare oppervlakke en blaarwaterpotensiaal gevind nie. Die persentasie ondeurdringbare oppervlak het naamlik nie noodwendig 'n negatiewe uitwerking op die boom gehad nie (Els *et al.*, 2007). Hierdie bevindinge strook nie met vorige studies nie en is nie genoegsaam vir vergelyking met die data wat in die huidige studie ingesamel sal word nie. Heelwat van hierdie data is ongepubliseer en dit kan dus nie as 'n volledige studie beskou word nie; vanhier die ontwerp van die huidige studie, wat statistiese data wil bekom en weergee, om te dien as die grondslag vir volgende studies met die oog op die beraming en verwesenliking van 'n plan ter bewaring en bestuur van die bome.

Die probleem is dus dat min data van die eikebome se vitaliteit en hul reaksie op verhoogde stedelike stresfaktore tans beskikbaar is.

1.3 Navorsingsdoelwit en -doelstellings

Die **doelwit** is om die gesondheidstand van verteenwoordigende bome in die Eikelaan in Potchefstroom te takseer deur die visuele boomstand te bepaal en verskeie fisiologiese parameters te meet, waaronder blaarwaterpotensiaal, chlorofil a-fluorensensie, chlorofilinhoud en prolien- en voedingstofinhoud.

Daar is op vier **doelstellings** besluit om hierdie doelwit te bereik:

- Om die bome se gesondheid visueel te takseer.
- Om die waterstand van die bome te bepaal.
- Om die fotosintetiese aktiwiteit van die bome te bepaal.
- Om die prolien- en voedingstofinhoud binne die bome vas te stel.

Die **hipotese** is dat ondeurdringbare oppervlakke soos sypaaie of teer, wat tipies is van stedelike gebiede, 'n negatiewe uitwerking op die vitaliteit van die bome in die Eikelaan in Potchefstroom het.

1.4 Uiteensetting van hoofstukke

Hierdie tesis volg die riglyne van 'n standaardverhandeling by die Noordwes-Universiteit na. Dit bevat ses hoofstukke wat die resultate en bespreking asook gevolgtrekkings en aanbevelings vir die toekoms insluit. Verwysings in die teks na bronne korrespondeer met 'n bronnelys agterin die verhandeling.

Hoofstuk 1: Inleiding

Dit sluit die agtergrond van die projek, die probleemstelling, die navorsingsdoelwit en -doelstellings en die hipotese van die studie in.

Hoofstuk 2: Literatuurstudie

'n Gedetailleerde literatuurstudie wat inligting bevat oor bome in 'n stedelike omgewing, met inbegrip van dienste en ondienste van ekosisteme en die invloed van verstedeliking op bome in 'n stadsomgewing; boomvitaliteit; die geskiedenis, morfologie en klassifisering van *Q. robur* en die reaksies van eikebome op omgewingstresfaktore; en metodes waarvolgens omgewingstres in plante vasgestel word, wat visuele takserings, water-, prolien en voedingstofinhoud en chlorofilfluoressensie insluit.

Hoofstuk 3: Materiaal en metodes

Die keuse van bome vir die huidige studie word bespreek naas 'n beskrywing van die studiegebied. Hierop volg 'n uiteensetting van die metodes waarop visuele taksering van die 50 bome uitgevoer is. 'n Taksering van boomrisiko sal uitgevoer word ten einde vas te stel watter gevaar die bome inhou vir die omliggende omgewing, inwoners en infrastruktuur in geval van meganiese verbrotting. Die metode waarmee blaarwaterpotensiaal vasgestel word en 'n 24-uurstudie om waterdruk deur die loop van die dag en die nag vas te stel, word beskryf. Prolieinhoud is bepaal volgens Carillo *et al.* (2011) se metode.

Chlorofil *a*-fluoressensie sal gemeet word met 'n Multi-Function Plant Efficiency Analyzer (M-PEA) waarvan die besonderhede en berekeninge verskaf word. Analise van voedingstowwe sal aan die hand van die EPA 30 51 A-metode geskied. Statistiese analise behels normaliteitsberekeninge en nie-parametriese toetse asook korrelasie-analise.

Hoofstuk 4: Resultate

Die resultate van die data wat ingesamel is, word weergegee, naamlik van visuele boomtakserings, die waardes van blaarwaterpotensiaal (met inbegrip van die 24-uurstudie), prolieninhoud, chlorofil a-fluorensiemetings (PI_{TOTAAL} en F_w/F_m), voedingstofanalise en korrelasie-analise.

Hoofstuk 5: Bespreking

Die resultate van die ingesamelde data word bespreek en sekere bevindinge word uitgelig. Kortom het bome wat omring word met verdigte grond en syppaaie beduidend laer visuele vitaliteit getoon as bome wat deur ander tipes grondbedekking omring word. Hierdie bome het ook beduidend laer waterpotensiaalwaardes getoon; maar daar is bevind dat dit nie op 'n watertekort dui nie. Geen toksisiteit of tekorte het uit die data geblyk nie en dit veronderstel daar is geen voedingstof wat die bome se gesondheid beïnvloed nie.

Hoofstuk 6: Gevolgtrekkings en aanbevelings

Die gevolgtrekking word gemaak dat die hipotese van hierdie studie deels bevestig is, aangesien grondbedekking wat hoofsaaklik uit ondeurdringbare oppervlakke bestaan, duidelik 'n invloed op visuele boomgesondheid en waterdruk binne bome uitoefen. Ander faktore as waterinhoud en chlorofilfluorensie speel dus 'n rol by die vitaliteit van bome en moet in toekomstige studies ondersoek word. Aanbevelings word gemaak rakende die beslissing van toekomstige data wat ingesamel moet word om tendense vas te stel.

Bronnelys

'n Volledige lys van bronne waarna verwys word, word verskaf.

Bylae

Bylaag A: Geskatte onderliggende en omliggende grondbedekking (as persentasies) van bome.

Bylaag B: Chlorofil-inhoudsindeks (CII) en chlorofilfluorensie-parameterwaardes vir F_w/F_m en PI_{TOTAAL} (Desember 2018 en Maart 2019).

Bylaag C: Proliekkonsentrasies ($\mu\text{mol. g}^{-1}$) van bome 1-50.

Bylaag D: Voedingstofinhoud van bome 1-50 soos gegroepeer volgens onderliggende grondbedekking, met inbegrip van die gemiddelde waardes van elke groep.

HOOFSTUK 2: LITERATUURSTUDIE

2.1 Bome in 'n stedelike omgewing

Die mens is 'n immer ontwikkelende spesie – ons streef na modernisering en gemak, wat voortdurende verstedeliking meebring. Teen 2007 het die helfte van die menslike bevolking in stedelike areas gewoon; en na beraming sal dit teen 2025 twee derdes wees (Ahmed & Islam, 2014). Stedelike omgewings bied naamlik dikwels meer en beter werksgeleenthede, gesondheidsorg, opvoeding en kultuur (Moore *et al.*, 2003). Op sigself is dit 'n positiewe gegewe, maar verstedeliking bring ook negatiewe gevolge mee wat betref besoedeling, waterskaarste, ontbosing en klimaatsverandering (Uttara *et al.*, 2012). Weens verhoogde besoedeling bied veral water- en lugkwaliteit ernstige omgewingsuitdagings in stede wat op hul beurt menslike gesondheid kan benadeel (Ghorani-Azam *et al.*, 2016; Manisalidis *et al.*, 2020). Die mens verbruik ook beduidende hoeveelhede energie waardeur wat genoem word die globale energiekrisis ontstaan (Coyle & Simmons, 2014) en groot hoeveelhede afval geskep word (Oberg, 2019).

2.1.1 Ekosisteedienste en -ondienste van stadsbome

Stedelike plantegroei, insluitend bome en woude, is onontbeerlik vir die stedelike beskawing en plante dra in die algemeen by tot die menslike welsyn (Bajirao, 2015; Dwyer *et al.*, 1992). Stedelike bome het 'n groot effek op die fisieke en biologiese omgewing van 'n stad deur die regulering van klimaat, die bewaring van hulpbronne soos koolstofdioksied en water, die verbetering van waterkwaliteit, die bied van weerstand teen vloede, die verhoging van eiendoms waarde, die absorbering van oortollige stadsgeraas en uiteraard die versiering van 'n stad (Dwyer *et al.*, 1992; Nitschke *et al.*, 2017). Bome kan die temperatuur, wind, humiditeit, reën en gronderosie beïnvloed en speel 'n kernrol in plant- en dierediversiteit (Dwyer *et al.*, 1992). Ekosisteedienste word gedefinieer as “the benefits human populations acquire from ecosystem functions, either directly or indirectly” (Costanza *et al.*, 1997). Stadsbome lewer regulerende ekosisteedienste, soos die regulering van plaaslike klimaat en lugkwaliteit, en koolstofisolering en -opgaring (Nowak, 1993; Nowak & Crane, 2002); asook ten opsigte van kultuur, deur 'n bydrae tot die estetika van 'n stad en deur vir talle stedelinge as die primêre kontak met die natuur te dien (Jim, 2005). Figuur 2-1 verbeeld die dienste wat deur ekosisteme in stede gelewer word.

Wat stedelike lugkwaliteit betref, kan stedelike bome sowel positiewe as negatiewe uitwerkings hê. Die geheuebrug (mnemoniek) BOME (in Engels “TREE”) is 'n nuttige voorstelling hiervan:

- Bewaring van energie –

Bome kan energieverbruik tydens die winter verhoog as dit geboue oorskadu, terwyl dieselfde, om dieselfde rede, vir die somer geld (Nowak, 1995). Keurige plasing van bome in stede is dus onontbeerlik as energiebewaring in geboue verseker wil word.

- Opname van lugbesoedeling –

Stedelike bome verwyder gasse verantwoordelik vir lugbesoedeling deur dit via blaarstomata te absorbeer (Nowak *et al.*, 2006). Hierdie gasse vorm sure in die plant en kan plantmetabolisme affekteer (Nowak, 1995). Bome neem ook partikels in die lug op en dit kan neerslag op blare skep. Hierdie neerslag kan egter deur reën of blare wat afval weer in die lug gesuspendeer word – stedelike plantegroei is dus nie 'n oplossing vir die uitdagings van stedelike sisteme in die langtermyn nie (Nowak, 1995). Stadsbome kan intendeel indirek tot besoedeling bydra deur die deurvloei van wind in 'n stad te beperk en dus ventilasie te belemmer (Tiwary & Kumar, 2014). Stuifmeelallergenisiteit is nog 'n moontlike nadeel van stadsbome, veral rondom skole (Mrđan *et al.*, 2017).

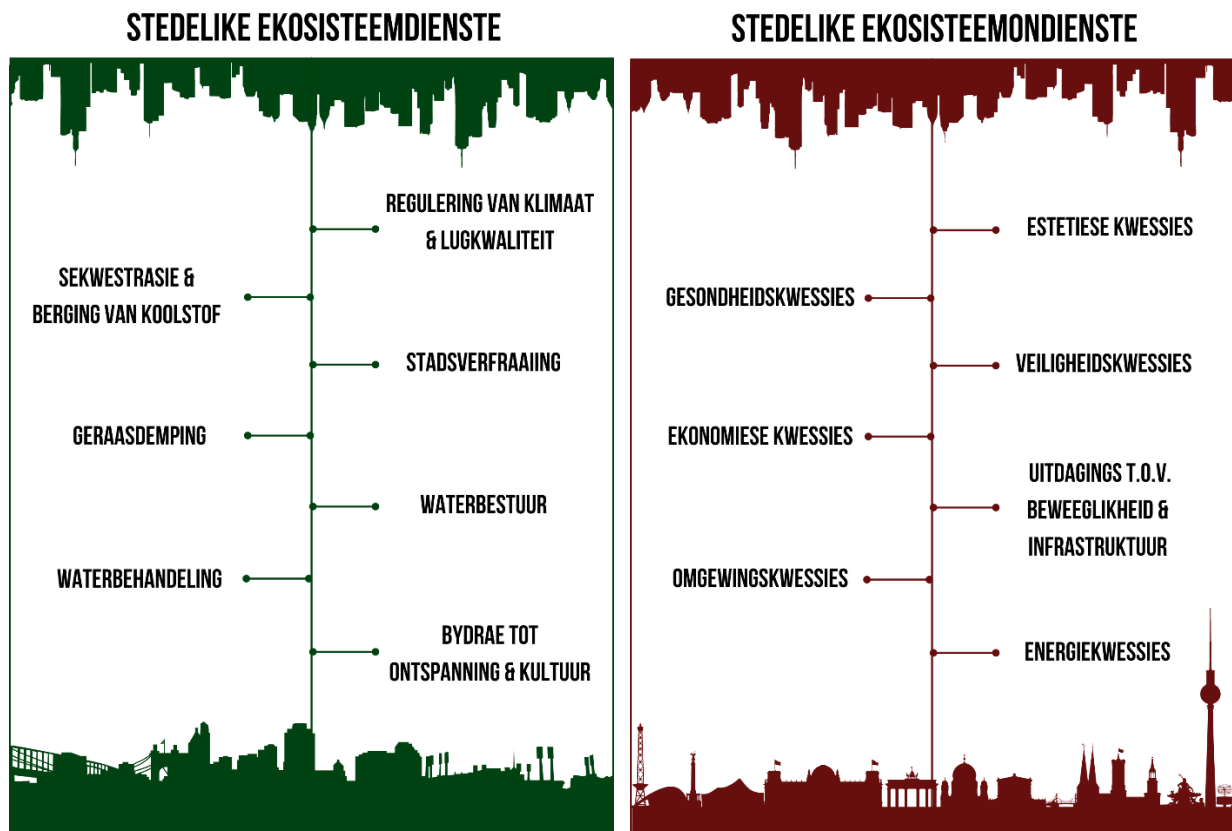
- Mikroklimaat- en temperatuureffekte:

Tydens verdamping skei bome water af deur middel van verdamping vanuit blaarstomata. Tydens hierdie verdamping absorbeer watermolekules energie vanuit die omliggende omgewing in die vorm van hitte. Wanneer dié watermolekules verdamp, word hitte vanuit die direkte omgewing gevolglik onttrek, waardeur die lugtemperatuur in stede verlaag kan word (Nowak, 1995). Boomskadu verlaag ook die temperatuur deur die hoeveelheid verstraling wat stadsoppervlakke opneem, te verlaag (Nowak *et al.*, 2006). Die verlaagde lugtemperatuur kan 'n positiewe uitwerking op lugkwaliteit hê, aangesien sommige lugbedoelaars teen hoër temperature gedy (Nowak, 1995). Die termiese eienskappe van bome kan grenslaaghoogtes, relatiewe humiditeit en windspoed in stede beïnvloed en daardeur besoedelingskonsentrasies verander (Nowak, 1995).

- Emissie van vlugtige organiese verbindings:

Sommige stedelike bome stel vlugtige organiese verbindings (VOV) – “volatile organic compounds” – vry, waaronder monoterpene soos isoprene. Hierdie verbindings maak deel uit van noodsaaklike plantprodukte, maar kan ook tot O₃-vorming bydra (Fitzky *et al.*, 2019). Hierdie uitlatings is egter temperatuurafhanklik. Aangesien bome, soos hierbo bespreek, die lugtemperatuur kan verlaag, kan daar aangeneem word dat verhoogde boombedekking in stede ook die vlak van VOV-uitlatings en gevolglik die vorming van O₃ verlaag (Nowak, 1995).

Waar stedelike ekosisteedienste behou en geïntegreer word by stedelike beplanning, kan stedelike veerkragtigheid bevorder kon word. Stedelike veerkragtigheid is die vermoë van 'n stedelike sisteem, en al die sosio-ekologiese en sosio-tegniese netwerke oor temporele en ruimtelike skale heen en wat deel daarvan uitmaak, om tydens 'n versteuring hul funksies te behou of dit vinnig te herstel; goed by verandering aan te pas; en vinnig by sisteme wat huidige of toekomstige aanpassingsvaardigheid beperk, aan te pas (Meerow *et al.*, 2016). Menslike faktore soos lugbesoedeling en gronderosie kan stedelike volhoubaarheid sowel as lewenskwaliteit in die gedrang bring (Jim & Chen, 2008). Hierteenoor kan verhoogde kwaliteit, diversiteit en die hoeveelheid ekosisteedienste tot verhoogde stedelike volhoubaarheid lei, waardeur die belang daarvan om hierdie dienste behoorlik te beplan en te bestuur, vir die stedeling se welsyn duidelik blyk (McPhearson *et al.*, 2014).



Figuur 2-1: Stedelike ekosisteedienste en -ondienste wat ekosisteme in stede bied. Hierdie afbeelding is 'n opsomming van bronne: Bolund & Hunhammar, 1999; Cariñanos *et al.*, 2017; Gómez-Baggethun *et al.*, 2013; Lyytimäki, 2017; Nowak *et al.*, 2013

Hoewel plantegroei in stedelike areas bepaalde voordele inhou, het ekosisteme nie noodwendig slegs positiewe effekte op die omliggende gebied nie. Soms geld die teendeel: daar word hierna verwys as ekosisteedienste (sien Figuur 2-1). Ekosisteedienste word deur Shackleton *et*

al. (2016) uiteengesit as dié funksies, prosesse en eienskappe deur 'n ekosisteem gelewer wat menslike welsyn volgens waarneming of werklik negatief beïnvloed. Dit kan op drie maniere geskied: deur die direkte impak van ekosisteemprosesse op menslike welsyn; deur die effek van 'n ekosisteemondiens; of deur die verlies aan of verskraling van ondersteunende of instandhoudende dienste (Shackleton *et al.*, 2016). Die dienste en ondiens van 'n ekosisteem kan bepaal word met verwysing na die impak daarvan op menslike welsyn.

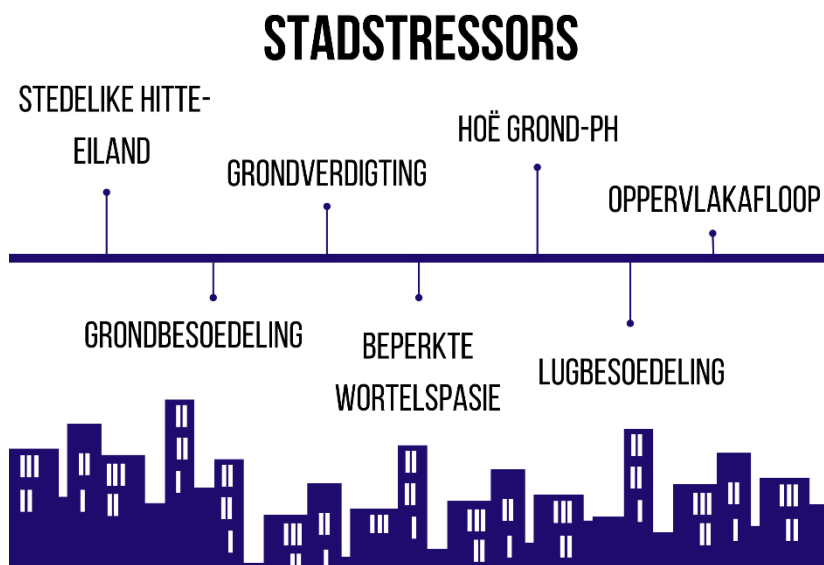
Stedelike bome kan sowel ekosisteemdienste as -ondienste lewer – 'n stedelike boom kan byvoorbeeld, soos hierbo genoem, plaaslike lugkwaliteit reguleer ('n diens) terwyl dit egter ook stuifmeel-allergieë aanwakker ('n ondiens). Die impak van ekosisteemondienste kan langwerkend wees, afhangend van die omvang. Verder kan die ondiens van stedelike ekosisteme moeilik wees om vas te stel, aangesien dit afhang van die konteks, persepsies, omvang en heterogeniteit van die gemeenskap – wat vir een stedeling vreedsaam is, kan vir 'n ander versteurend wees (Davoren & Shackleton, 2021). Die impak op stede kan esteties, ekologies, ekonomies, medies, psigologies en kultureel wees (Davoren & Shackleton, 2021).

Ten spyte van sulke ondiens lewer ekosisteme 'n oorwegend positiewe bydrae tot stadsomgewings. Die dienste en ondiens van 'n stedelike ekosisteem moet teen mekaar opgeweeg word om die uiteindelijke impak daarvan – positief of negatief – te bepaal voordat daar aan die sisteem verander word. Bestuur en stedelike groenbeplanning moet geskied op grond van sowel die dienste as die ondiens wat ekosisteme in die area lewer (Lyytimäki, 2017).

2.1.2 Invloed van verstedeliking op bome in die stadsomgewing

'n Boom in 'n stadsomgewing word deur verskeie gegewens wat verskil van dié van natuurlike habitats geaffekteer – onder meer hoër oppervlak- en algehele lugtemperatuur, laer humiditeit en verhoogde straling. Die grondsisteme in 'n stad is byvoorbeeld fisies versteur, gekompakteer en selfs chemies verander (Fostad & Pedersen, 1997; Godefroid & Koedam, 2004; Pouyat *et al.*, 2015). Die totale poriespasie is minder in gekompakteerde grond; en meestal is die grondoppervlak bo boomwortelstelsels in stede verseël met sypad of teerpaaie en dit kan suurstoftoevoer beperk (Fostad & Pedersen, 1997). Boonop word bome in stede aan warmer temperatuur blootgestel as dié in die platteland – 'n fenomeen wat as stedelike hitte-eilande bekendstaan ("urban heat islands", akroniem UHI; Müller *et al.*, 2014). Figuur 2-2 bied 'n uitbeelding van 'n paar stedelike faktore wat stres vir stedelike plantegroei kan behels. Stadsboombevolkings is reeds dikwels nagevors. Daar is bevind dat boombevolkings in landelike gebiede gemiddeld 150 jaar leef, terwyl bome in 'n stadsomgewing gemiddeld veel korter leef (Czaja *et al.*, 2020; Sæbø *et al.*, 2005). Dit dui daarop dat stadstresfaktore 'n besondere uitwerking op die gesondheid en oorlewing van stadsbome het. Daar is boonop heelwat kommer oor die effek van klimaatsverandering op stadsbome: 'n verlies van gesondheid en vitaliteit weens

droogte en hoë temperature is in verskeie biome op verskeie plekke op aarde waargeneem (Nitschke *et al.*, 2017).



Figuur 2-2: Stedelike faktore wat stres meebring vir plantegroei (Czaja *et al.*, 2020).

Sommige stadsgronde is versteur en bevat vullis en beton; een gebied kan versteurde grond hê, maar 'n nabyliggende gebied nie – stadsgrond toon heelwat variansie (Berrang *et al.*, 1985). Naas besoedeling kan stadsgrond onderhewig wees aan kompaktering, verhoogde pH, mineraaltekte, southeid, hoë temperature en watertekorte (Czaja *et al.*, 2000). Tabel 2-1 bied 'n opsomming van enkele abiotiese stresfaktore op stadsisteme en die uitwerkings daarvan.

Tabel 2-1: Abiotiese stresfaktore waaraan stadsisteme onderhewig is en die uitwerking daarvan op die sisteem, met verwysings na die betrokke literatuur.

Stresfaktore	Uitwerkings	Betrokke literatuur
Abioties		
<u>Grondafbreking</u>		
Grondkompaktering	Grond word weens antropogeniese aktiwiteite gekompakteer, byvoorbeeld deur konstruksiewerk, digte geboue en swaar verkeer. Die samepersing van boomwortelsisteme kan meganiese weerstand, watertekort en verminderde kolonisering deur mikroörganismes meebring. Boomwortels in gekompakteerde en geplaveide gebiede groei tipies dieper in	(Bengough <i>et al.</i> , 2011; Czaja <i>et al.</i> , 2020; Day <i>et al.</i> , 2010; Layman <i>et al.</i> , 2016).

	die grond in, in plaas daarvan om na die oppervlak te groei; dit lei tot watertekorte en beperkte gasuitruiling.	
Gronddroogte	Hoër algehele temperature weens klimaatsveranderinge en faktore soos stedelike hitte-eilande veroorsaak watertekorte. Droogte is vir stedelike gebiede 'n werklikheid wat die groei, ontwikkeling en fenologie van stadsbome kan beïnvloed, veral van bome langs teerpaaie. Wanneer bome langdurige droogtes moet trotseer, kan hul radiale groei geaffekteer word. Bome met hoofsaaklik plaveiselbedekking en wat gelyktydig droogtestres ervaar, kan verlies van fotosintese ervaar. Droogtebestande bome word dus vir stedelike gebiede aanbeveel.	(Lesser, 2001; Nitschke <i>et al.</i> , 2017; Oleson <i>et al.</i> , 2010; Stratópoulos <i>et al.</i> , 2019; Wang <i>et al.</i> , 2019).
Ekstreme grondtemperature	Verhoogde ambiënte temperature in stede verhoog die grondtemperatuur. Hierdeur kan die groei van wortels gestuit word, koloniserings deur mikroörganismes verminder word, wortelpunte sterf, mineraal- en wateropname afneem en veranderinge aan respirasieintensiteit plaasvind. Lae temperature in die winter kan egter ook stres veroorsaak – bevrore grond verhoed die watertoevoer na wortels. Omdat ondergrondse pypleidings in stede grondtemperature boonop kan beïnvloed, kan die winterrustoestand van sommige bome deur ontdooiing versteur word.	(Czaja <i>et al.</i> , 2020; Dale & Frank, 2017; Day <i>et al.</i> , 2010; Lu & Wang, 2008).
Besmetting	Stadsgrond kan besmet word met boumateriaal, huishoudelike vullis, nuwe produkte van brandstowwe, organiese samestellings en minerale. Sout inhoud in gronde	(Christoforidis & Stamatis, 2009; Day <i>et al.</i> , 2010; Equiza <i>et al.</i> ,

	kan ook 'n bedreiging wees wat wateropname en wortelgroei verhoed. Soutstres kan verder mikorrisale swamkolonisering verminder en sodoende wortelgesondheid aantast. Die uitwerking van grondsoutheid verskil egter van spesie tot spesie. Stedelike verkeer kan band- en padslytasie-partikels produseer wat polisikliese aromatiese koolhidrate en metale soos Ca, Fe, Mg, Zn en Si bevat. Dit kan wortelgroei belemmer, metabolisme verander en reaktiewe suurstofspesies oplewer.	2017; Kreider <i>et al.</i>, 2020; Pohrt, 2019).
Lugkwaliteit		
Lug temperatuur	Sedert die 1900's het temperature in stede beduidend gestyg. Daar word hierna verwys as die stedelike hitte-eilandeffek: 'n verlaging van relatiewe humiditeit en 'n verhoging van die gemiddelde temperatuur in stede, vergeleke met die omliggende landelike gebiede. Die kombinasie van hitte, droogte en hoë ligvlakke kan 'n nadelige uitwerking op die groei, ontwikkeling en fisiologie van stadsbome hê. Geboue in stede het verhitingsisteme wat die omliggende gebiede ook kan verhit. Dampdruktekort is 'n effek wat in stede plaasvind weens verhoogde lugtemperatuur en verlaagde humiditeit. Tesame hiermee kan gronddroogte groei belemmer, fotosintese inhibeer en selfs bome laat sterf.	(Grossiord <i>et al.</i>, 2020; Gunawardena <i>et al.</i>, 2017; Kreider <i>et al.</i>, 2020; Wang <i>et al.</i>, 2011; Way <i>et al.</i>, 2015; Zhong <i>et al.</i>, 2019).
Lugbesoedeling	Weens die uitwerking van vervoer, huishoudings en industrieë word stedelike gebiede deur beduidende besoedeling gekenmerk. As gevolg van verbranding bevat sommige besoedelaars CO, NO₂ en SO₂.	(Chen <i>et al.</i>, 2015; Czaja <i>et al.</i>, 2020; Mishra <i>et al.</i>, 2016).

	Bome kan sulke partikelbesoedelmateriaal op hul blare versamel en dus die lugkwaliteit vir inwoners verbeter, maar dit kan weer die boom self benadeel. Waterinhoud en fotosintetiese pigmente binne blare kan ook beperk word.	
Versteuring van ligtoestand		
Onvoldoende lig	Daar is twee ligverwante uitdagings in stadsomgewings. Eerstens kan die hoë vlakke van sonweerskaatsing deur stadsoppervlakke oortollige hoeveelhede lig meebring. Hierdie hoë ligvlak kan foto-inhibering van fotosintese tot gevolg hê en skade aan fotosisteen II (FSII) berokken. Tesame met droogtestres kan plante dan 'n groter versteuring van fotosintese ervaar. Tweedens kan lig in stadsomgewings beperk word deurdat hoë geboue te veel skadu werp. Daar is bevind dat sulke hoë vlakke van skaduwee kan uitloop op verlaagde stomatale geleiding en koolstofopname by sekere stadsbome.	(Czaja <i>et al.</i> , 2020; Ma <i>et al.</i> , 2015; Takebayashi <i>et al.</i> , 2017).
Kunsmatige ligbesoedeling	Die kunsmatige lig van straat- en sypadbeligting kan teen stedelike oppervlakke weerkaats word. 'n Plant se persepsie van daglengte en selfs rustoestand kan hierdeur versteur word. Daar is byvoorbeeld bevind dat stadsbome wat aan helder kunsmatige lig blootgestel is, meer as 7 dae vroeër begin bot het as bome met minder kunsmatige lig. Nog 'n studie het getoon dat nagtelike lig stomatale opening en transpirasie in bome	(Chen <i>et al.</i> , 2012; Ffrench-Constant <i>et al.</i> , 2016; Spitschan <i>et al.</i> , 2016).

	kan opwek, waardeur die bome groter hoeveelhede water (wat reeds skaars is in stadsomgewings) opneem.	
--	---	--

Tabel opgestel uit data vanuit Czaja *et al.* (2020) en ander literatuur soos gemeld.

Vanuit hierdie tabel blyk dat sekere stresfaktore gesamentlik die fisiologie van plante in stadsomgewings kan aantas.

Naas abiotiese stres is stedelike plantegroei ook vatbaar vir biotiese stres. Dit sluit swampatogene soos *Phytophthora ramorum*, *Ceratocystis platani*, *Phytophthora acerina*, *Seiridium cardinale* en *Fusarium circinatum* in (Moricca *et al.*, 2018). Ander patogene is bakterieel, soos *Xylella fastidiosa* en *Erwinia amylovora*; of insekte/nematode, soos *Dryocosmus kuriphilus*, *Corythucha ciliate*, *Metcalfa pruinose* en *Aromia bungii* (Moricca *et al.*, 2018). Bome wat aan sulke stres blootgestel word, kan struktureel en fisiologies verswak en uiteindelik sterf.

Wanneer bome in stadsomgewings aan stresfaktore uitgelewer is, kan hul fisieke integriteit bedreig word en dit kan 'n gevaar inhou vir stadsinwoners en die stedelike infrastruktuur (Adesoye & Dondofema, 2021). Dit sal meer volledig in afdeling 2.2.1 bespreek word.

Eikebome is meer as 350 jaar gelede na Suid-Afrika gebring deur die Verenigde Oos-Indiese Kompanjie, wat dit aanvanklik in 1656 in die huidige Wes-Kaapprovinsie (Kaapstad) geplant het. Hierdie bome is steeds volop in en rondom Kaapstad en Stellenbosch (Perkins *et al.*, 2018). Dit is in 1910 in Potchefstroom geplant op aanbeveling van Ruben Gericke, 'n lid van die eerste dorpsraad van Potchefstroom (Vooys *et al.*, 2014). Die gesondheid van hierdie bome het in 1980 beduidend agteruitgegaan; na aanleiding hiervan is verskeie studies aangepak om die oorsaak hiervan te vind en, indien moontlik, die bome te red. Volgens kennis is daar egter dusver slegs twee vollengte navorsingsartikels en een abstrak van 'n kongresbydrae gepubliseer oor die gesondheid van *Q. robur*-bome in Potchefstroom (Van Rensburg, Krüger, Ubbink, Scholes, *et al.*, 1997; Van Rensburg, Krüger, Ubbink, Stassen, *et al.*, 1997; Vooys *et al.*, 2014). Hierdie leemte is hierbo as deel van die probleemstelling bespreek.

2.2 Boomvitaliteit

'n Begrip van boomvitaliteit is noodsaaklik om die gesondheid van stadsbome optimaal te kan bestuur en te kan besluit wanneer om verswakte bome te verwyder of te behandel (Johnstone *et al.*, 2013). Boomvitaliteit kan nie direk gemeet word nie – verskeie aanwysers moet ingespan word, onder meer van boomstamgroei, chlorofilfluoressensie, chlorofilinhoud; biochemiese aanwysers; en van kambiaal-elektriese weerstand op borshoogte (Dobbartin, 2005; Sepúlveda & Johnstone, 2018).

2.2.1 Beskrywing van boomvitaliteit en vitaliteitverlies weens omgewingstres

Volgens Shigo (1991) is vitaliteit die vermoë van 'n boom om in die huidige toestand van die sisteem te groei. Johnstone *et al.* (2013) beskryf boomvitaliteit met verwysing na die stresfaktore waaraan 'n plant blootgestel word. Bome met min vitaliteit sal volgens die outeurs nie goed reageer op die verbetering van omgewingstresfaktore nie, terwyl bome met genoegsame vitaliteit wel goed daarop sal reageer. Daar is talle metodes om spesifiek stedelike boomvitaliteit te meet en dit word in 'n paar kategorieë verdeel. Dit sluit in plantegroei; blaar/naald-biochemie en morfologie; deursigtigheid van kroon; elektriese toelating of weerstand; chlorofilfluoressensie en -gasuitruiling; en meting van blaarwaterpotensiaal (Johnstone *et al.*, 2013; Sepúlveda & Johnstone, 2018).

Boomgroei word tipies vasgestel aan die hand van boomhoogte en die -diameter op borshoogte om daardeur die effek van aanwesige stresfaktore op bome te bepaal – dit is maklik meetbaar en kan gebruik word om die relatiewe vitaliteit van groepe bome aan te dui (Johnstone *et al.*, 2013). 'n Beperking van hierdie metode is dat sulke metings aan “tydsvertraging” lei, aangesien die pas waarteen bome groei deels afhang van opgegaarde koolhidrate uit vorige jare (Johnstone *et al.*, 2013). Nog 'n metode van boomvitaliteit meet, is om die toestand van die kroon te takseer – 'n waarde word aan individuele bome toegeken op grond van die visuele toestand van die kroon (byvoorbeeld 'n kroonstatusindeks) met behulp van 'n verskeidenheid parameters (Johnstone *et al.*, 2013). Boomringe word ook gebruik om die vitaliteitgeskiedenis van Engelse eike vas te stel (Helama *et al.*, 2009).

Sommige metodes stel boomvitaliteit vas aan die hand van kroonbedekking. Hierdie metodes beskou stadsbome gesamentlik as 'n entiteit; stadsbome behoort egter afsonderlik getakseer te word om effektiewe bewaring en bestuur te verseker (Giovannelli *et al.*, 2020).

Wanneer 'n plant onder omgewingstres verkeer, akklimatiseer dit om die voortgesette funksionaliteit van die plant te verseker terwyl dit aan dié stresfaktore blootgestel word. Hierdie akklimatiserings kan op sellulêre, fisiologiese en molekulêre vlakke plaasvind (Spieß *et al.*, 2012). Op die molekulêre vlak is die drie tipes reaksies: osmotiese verstelling, ontgifting en groeikontrolle (Zhu, 2002). Watertekort is die hoof faktor wat die groei en ontwikkeling van plante affekteer deur verskeie noodsaaklike prosesse in die plant negatief te beïnvloed, soos hierbo bespreek. Weens droogtestres ondergaan die plant veranderinge op fisiologiese, biochemiese en molekulêre vlak; en dit kan fotosintese en respirasie beïnvloed (Zargar *et al.*, 2017).

Een teorie oor die gesondheidsverlies van akkerbome van dieselfde ouderdom is die kohortverouderingsteorie (“cohort senescence theory”, Mueller-Dombois, 1986) waarvolgens die groeikrag van 'n boom verminder soos dit sy fisiologiese volwassenheid bereik. Wanneer dit

gebeur, kan die boom maklik deur sekondêre organismes geïnfekteer word. Gevolglik sal die meeste van die bome sterf omdat hulle dieselfde ouderdom is en dieselfde prosesse deurgaan. Hierdie teorie is voorgestel as alternatief op die kwyningsiekteteorie (“decline disease theory”, Mueller-Dombois, 1992). Omgewingstres kan egter ook tot die gesondheidsverlies van talle bome lei wat nie op ’n jonger ouderdom tot dieselfde mate geaffekteer sou word nie (Gottschalk, 1997). Die Manion-kwyningspiraal is in 1991 deur Paul Manion voorgestel en gaan van die veronderstelling uit dat boomgesondheid aanhoudend kan afneem as een van elk van drie stresse faktore aanwesig is: 1) bestaande vatbaarheidsfaktore soos ouderdom, lugbesoedeling, stedelike omgewing en grondkompaktering; 2) ontketeningsfaktore soos ontblarende insekte, droogte en lugbesoedeling; en 3) bydraende faktore soos saprobiese verval en kankerswamme (Bulaon & MacKenzie, 2007). Daar is bevind dat afsterwe kan plaasvind wanneer slegs een van elke stresfaktor teenwoordig is, maar meer dikwels speel verskeie stresfaktore ’n rol in die afsterwe van bome (Bulaon & MacKenzie, 2007).

Wanneer ’n boom aan droogtestres ly, word die integriteit van die waterkolom in die xileem bedreig. ’n Embolisme of gasopstopping ontstaan wanneer die kontinue waterkolom breek weens oormatige spanning binne die xileem (Choat *et al.*, 2019). Navorsing toon dit korreleer positief met verswakte boomvitaliteit by steeneike (*Q. ilex*). Droogtestres kan dus afgebroke waterbeweging (embolisme) binne die plant veroorsaak, wat lei tot agteruitgang van boomvitaliteit (Giovannelli *et al.*, 2020). Die bevindinge van ’n studie in 2019 waar vier boomspesies (*Eucalyptus camaldulensis*, *E. grandis*, *E. saligna* en *Q. palustris*) aan droogte blootgestel is, is hier van belang. Embolisme is aangeteken en die bome is daarna herbenat. Dié bome het byna geen tekens van herstel getoon nie en dit veronderstel dat herbenatting van bome nie voldoende vir die bewaring van stedelike bome is nie (Choat *et al.*, 2019).

2.3 *Quercus robur*

Eike word na aanleiding van hul diep wortelsisteme en gematigde droogtetoleransie as ideale stedelike bome beskou (Arend *et al.*, 2012; Deligöz & Bayar, 2018; Thomsen *et al.*, 2020). Hul is in talle wêrelddele volop en so ook in Suid-Afrika – naas die eikebome in Potchefstroom word hierdie spesie ook in die Wes-Kaap in Kaapstad en Stellenbosch, en in Johannesburg en Sasolburg aangetref (Ayayee & Chivandi, 2018; Perkins *et al.*, 2018).

2.3.1 Geskiedenis, morfologie en klassifisering van *Q. robur*

Die Engelse (steel-) eik behoort aan die genus *Quercus* in die familie Fagaceae. Volgens Schroeder & Tiberi (2014) het die genus *Quercus* sy oorsprong in die noordelike hemisfeer. Daar is tussen 280 tot 400 spesies in die genus, waaronder die Engelse eik (*Q. robur*). Spesies in

hierdie genus kan maklik hibridiseer en dit is een oorsaak van die groot aantal spesies (Schroeder & Tiberi, 2014).

Die Engelse eik (*Q. robur*) is 'n unieke eikeboom wat in tipiese omstandighede tot 20 meter in hoogte kan bereik. Dit vorm groot takke in sy kroon en vorm gewoonlik 'n taamlik simmetriese kroon met 'n egalige buitelyne (Gilman & Watson, 2015). Hierdie bome word wêreldwyd dikwels as residensiële bome benut in stede en verg meestal nie veel snoeiwerk om 'n gesonde en ferme struktuur te behou nie (Gilman & Watson, 2015). Die blaredrag bestaan uit afwisselend gerangskikte, eenvoudige blare met 'n omgekeerde eivorm en geveerde aarstelsel. Die blare is 10 tot 20 sentimeter lank en is bladwisselend (dit wil sê, die boom verloor sy blare in die wintermaande). In die somer is dit groen en verkleur tot koper in die herfs (Gilman & Watson, 2015). Die blomme is bruin en nie besonder opvallend nie; die vrugte (akkers) van die boom is bruin, langwerpig-ovaal en groei tot sewe sentimeter lank (Gilman & Watson, 2015).

Hierdie boom benodig volson vir optimale groei en kan in verskillende tipes grond, van klei tot goed-gedreineerde grond, oorleef. *Q. robur*-bome het 'n hoë droogte- en strooisout-, asook 'n matige grondsout-toleransie (Gilman & Watson, 2015). *Q. robur*-bome is vatbaar vir sekere peste, insluitend galle, skubbe, plantluise, boorinsekte, ruspes en siekteverwekkende swamme – hierdie sensitiwiteit kan 'n hindernis wees vir die estetika of gesondheid van die bome.

Eikebome bot in die lente en die blomme en blare verskyn feitlik gelyktydig (Schroeder & Tiberi, 2014). 'n Tak ontwikkel vanuit 'n botsel van die vorige jaar – hierdie vorming is maklik voorspelbaar. Dit word 'n epikormiese loot genoem en ontwikkel uit 'n botsel op 'n stam of tak wat langer as 'n jaar dormant was. Hierdie lote se voorkoms is minder voorspelbaar as dié van gewone lote (Drénou *et al.*, 2015). Die reaksie en groei van bome nadat dit stresvolle toestande oorleef het, kan aan die hand van die vorming van epikormiese lote gekarteer word met verwysing na die ARCHI-metode (Drénou *et al.*, 2015). Die natuurlike habitat van *Q. robur* is die asidofiele eikewoude van die Noord-Vogese in Frankryk (Van Rensburg, Krüger, Ubbink, Scholes *et al.*, 1997; Kasprowicz, 2010). Die spesies *Q. robur* en *Q. petraea* (wintereik) is van die meeste ekonomiese belang weens hul kwaliteit hout (Schroeder & Tiberi, 2014). Albei spesies handhaaf genoegsame transpirasie en assimilerings tydens droogtestres (Bréda *et al.*, 1995). Sowel ekonomies as ekologies gesproke is eikebome dus, naas beukebome, die mees belangrike bladwisselende woudbome in Sentraal-Europa (Gieger & Thomas, 2002).

Die morfologiese eienskappe van bome is bepalend vir hul verdediging en aanpassing by veranderende habitat weens klimaatsverandering. 'n Goed ontwikkelde kroon dui byvoorbeeld op 'n goed ontwikkelde wortelstelsel en uiteindelik op 'n gesonde boom (Waring, 1987). Daar is minder dooie *Q. robur*-bome in 'n groep met 'n kleiner diameter op borshoogte en goed ontwikkelde krone met dieselfde habitatstoestande (Dubravac *et al.*, 2017). 'n Goed ontwikkelde

kroon is dus 'n aanduiding van 'n gesonde boom (Drubavac *et al.*, 2017). Ander studies het bevind dat die sosiale posisie van bome 'n kritieke faktor is by die afsterwe van Noord-Amerikaanse eike (Dubravac *et al.*, 2017). Voorts het Dekanić (aangehaal deur Dubravac *et al.*, 2017) bevind die morfologiese eienskappe van *Q. robur*-bome is deurslaggewend by die kompleksiteit van individuele boomterugsterwing, terwyl die grootte, diametertoename en basale area goeie aanwysers is van boomvitaliteit.

2.3.2 Reaksies van *Q. robur* op omgewingstres

“Eikafsterwe” is die gesondheidsverlies van eikebome waar hul gesondheid 'n paar jaar lank afneem voor hul sterf (Gottschalk, 1997). Eikafsterwe is by eikebome wêreldwyd sedert die 1980's waargeneem (Helama *et al.*, 2009; Selochnik *et al.*, 2015).

Die stresfaktore by hierdie gesondheidsverlies kan bioties wees, soos infeksie deur insekte of swamme, of abioties, deur sub-optimale temperature ryp, droogte of besoedeling; of bestaansverwant, soos ouderdomverwante lae vitaliteit (Giovannelli *et al.*, 2020; Gottschalk, 1997; Helama *et al.*, 2009). Soos reeds bespreek, kan 'n boom vatbaar raak vir sekondêre organismes soos insekte en swamme. Dié organismes affekteer gewoonlik nie 'n gesonde boom nie, maar kan 'n swak boom oorweldig en laat afsterf (Gottschalk, 1997).

Eikafsterwe is in verskillende lande waargeneem soos die Verenigde Koninkryk, Nederland, Frankryk, Italië, Duitsland, Pole en so meer – hierdie afsterwe word toegeskryf aan verskeie ander faktore soos droogte, besoedeling, ontblaring en grondtoestande (Gottschalk, 1997). Die mees algemene van dié faktore was egter droogte en ontblaring (Gottschalk, 1997). Afsterwe van eike is ook in Potchefstroom waargeneem (Van Rensburg, Krüger, Ubbink, Stassen *et al.*, 1997).

Eikebome toon dikwels hoër fotosintesevlakke en meer fotosintetiese weerstand teen droogte as soortgelyke bome (Abrams, 1990). Ook blyk dit dat stomatale sluiting later by eikebome plaasvind as by mede-voorkomende boomspesies – hierdie spesies toon hoër blaargeleiding tydens droogte (Abrams, 1990). Blaargeleiding verlaag slegs teen blaarpotensiale onder -1.6 MPa in sommige *Quercus*-spesies en stomatale sluiting vind onder -2.1 MPa plaas. Hierdie waardes is laer as dié van medevoorkomende boomspesies (Abrams, 1990). *Quercus*-spesies is dus veel meer bestand teen laer waterpotensiale. Die waterinhoud in die boom en grond moet afneem voordat die bome fisiologies geaffekteer word. Volgens Abrams (1990) kan eike hoër vlakke van gasuitruiling handhaaf as ander spesies, ongeag 'n hoër of laer waterpotensiaal. Hoë blaarwaterpotensiaal (Ψ_{leaf}) en gasuitruiling tydens 'n droogte kan aandui dat die boom uitdroging voorkom deur diep wortel te skiet en met effektiewe watervervoer (Brunner *et al.*, 2015). Saam met xeromorфiese blare, diep wortels, en osmotiese en elastiese aanpassings speel hierdie faktore 'n rol by eikebome se toleransie teen droogte/uitdroging (Abrams, 1990).

Abiotiese stres soos droogte en hoë temperature kan plantproduktiwiteit inperk, wat dan watertekortstres in plante kan veroorsaak (Spieß *et al.*, 2012). 'n Plant met 'n watertekort kan op verskeie maniere reageer. Wanneer die plant stres op 'n sellulêre vlak waarneem, soos veranderinge in turgordruk, word sekere seinreaksies aan die gang gesit. Dit veroorsaak veranderinge in geenuitdrukking, wat lei tot veranderinge op sellulêre, fisiologiese en ontwikkelingsvlak (Spieß *et al.*, 2012).

Op molekulêre vlak kan die aanpassings van plante en hul reaksies in drie groepe verdeel word: osmotiese homeostase; ontgifting, skadebeheer en -herstel; en groeikontrolle (Spieß *et al.*, 2012). Hierdie aanpassings stel die plant in staat om steeds sy funksies te behou, selfs tydens droogte.

Hoewel *Q. robur* L. goed bestand is teen droogte, kan sekere fisiologiese prosesse, soos blaartemperatuur, stomatale begeleiding, transpirasievlakke, fotosintese en respirasie, tog daardeur geaffekteer word (Ow *et al.*, 2011). Droogte kan selfs tot deaktivering van fotosintetiese aktiwiteit lei: die stomata beperk hoeveel CO₂ die blaar kan binnedring en die primêre fotochemie van die plant en van elektroonvervoer word geïnhibeer (Ow *et al.*, 2011). Sou fisiologiese probleme in 'n boom ontstaan het weens droogte, kan dit meer vatbaar wees vir sekondêre stresfaktore soos insekte en swamme – wat tot gesondheidsverlies en uiteindelik afsterwe kan lei (Nitschke *et al.*, 2017; Vranckx *et al.*, 2014). Daar is ook bevind dat 'n lae waterpotensiaal in 'n plant skade aan FSII-fluoressensie kan aanrig. Die mate van skade kan egter verskil tussen spesies (Ow *et al.*, 2011).

McCree (1970, aangehaal in Saveyn *et al.*, 2007) beskou plantproduktiwiteit as die som van twee komponente: 'n groei- en 'n onderhoudskomponent. Deur middel van respirasie groei 'n plant nuwe strukture en herstel sekere beskadigde strukture. Temperatuur is 'n bepalende faktor by respirasiekoers. Die koers van groeirespirasie word bepaal deur die groeikoers, wat afhanklik is van faktore soos temperatuur. Onderhoudsrespirasie is verwant aan ensiem-gekataliseerde afbrekingsreaksies, wat afhang van temperatuur (Saveyn *et al.*, 2007).

As 'n boom aan stres blootgestel word, kan sekere simptome kwyning (afsterwe) aandui, byvoorbeeld in blare en wortelstelsels. Dit dui op fisiologiese agteruitgang en moet nie met herstelling verwar word nie – simptome wat dui op verdedigingsmeganismes soos wondhout (Drénou *et al.*, 2015).

Tydens die afsterwe van steeleike is bome met groter krone weens groter assimileringsoppervlakte meer bestand. Bome met kleiner, onderontwikkelde krone is dus meer geneig tot afsterwe (Dubravac *et al.*, 2017). Klein krone kan veroorsaak word deur onsuksesvolle verdunning of die afwesigheid van versorging op vroeë ouderdom. Dit kan verhinder dat bome weerstand kan bied teen biotiese en abiotiese faktore (Dubravac *et al.*, 2017). Klein krone kan ook dui op klein wortelsisteme wat sukkel om aan te pas by klein veranderinge in water-lugvlakke

in die grond (Dubravac *et al.*, 2017). Bome wat nie op vroeë ouderdom versorg word nie, se vitaliteit en immuniteit word belemmer en is meer vatbaar vir eksterne faktore.

Vergeleke met beukebome is eikehout baie poreus en daar word onderskei tussen vroeg- en laathout. Hierdie kenmerk het belangrike uitwerkings op die funksie en sensitiwiteit van waterbeweging in die boom (Gieger & Thomas, 2002). Meer as die helfte van die water wat in die loot vervoer word, word in die loot opgeneem en vervoer na die vroeghout, wat gevorm word uit koolstofsamgestellings wat in vorige jare geberg is (Gieger & Thomas, 2002). Embolismes ontstaan meer waarskynlik in vroeghout-vatte omrede vroeghout 'n groter omtrek as laathout het (Gieger & Thomas, 2002).

'n Studie van *Q. palustris* in 2018 het vasgestel dat hidrouliese herstel ná droogte nie algemeen by dié bome is nie (Choat *et al.*, 2019). As dieselfde vir *Q. robur* geld, sou dit kon beteken dat droogte 'n bepalende faktor tot afsterwe is.

2.4 Taksering van omgewingstres op plante

Om 'n boom se gesondheid te kan aanspreek, moet die vitaliteit daarvan eers vasgestel word. Die maniere waarop dit gedoen kan word, kan in twee kategorieë verdeel word: visuele takserings soos kwalitatiewe visuele protokolle en boomrisikotakserings; en fisiologiese aanwysers soos chlorofilfluoressensie en voedingstofinhoud. Stadsboomkenners vind visuele vitaliteitsaanwysers waardevol (Coelho-Duarte *et al.*, 2021; Klein *et al.*, 2018), terwyl plantfisioloë hul op fisiologiese aanwysers toespits; inligting vanuit albei metodes kan verwerk word om bewaringsplanne vir stadsbome te formuleer (Giovannelli *et al.*, 2020). Verskillende vitaliteitsaanwysers is ontwikkel vir verskillende plante – keëldraend en bladwisselend – aangesien hul anatomies heelwat verskil. Elke visuele waarderingsmetode van boomvitaliteit het voor- en nadele. Visuele waarderingsmetodes is byvoorbeeld goed gevestig en maklik uitvoerbaar. 'n Nadeel daarvan is egter dat hierdie metodes op subjektiewe oordeel staatmaak wat resultate negatief kan beïnvloed wanneer dit herhaal word (Blair *et al.*, 2019; Bond, 2010). Dit is daarom waardevol om ook fisiologiese aanwysers in te span om 'n volledige datastel in te samel waarvolgens boomvitaliteit getakseer kan word.

2.4.1 Visuele takserings

Omgewingstres kan met behulp van kwalitatiewe visuele protokolle by plante waargeneem word. Die toestand van bome kan op verskeie maniere visueel vasgestel word.

Die metode van Adesoye en Dondofema (2021) behels dat grade van gesondheid aan individuele bome toegeken word op grond van vier veranderlikes – boomwortelstelsel, boomstam, boomtakke en gebladerte. Wanneer hierdie graderings saamgevoeg word, kan bome as gesond,

redelik gesond of kritiek gekategoriseer word. Skiadaresis *et al.* (2019) beskryf die metode van Roloff (2001) wat verwys na kroontoestand: boomkrone word op grond van hul algehele gesondheid en mate van afsterwe geklassifiseer. Visuele vitaliteitsindekse van Callow *et al.* (2018) takseer bome aan die hand van kroongrootte, -digtheid asook die mate van kroon-epikormiese groei.

Ander metodes, soos die CTLA- (Council of Tree and Landscape Appraisers)-metode, ken waardes toe vir vyf boomeienskappe en kombineer dit vir 'n toestandswaarde – dit sluit die wortelstelsel, stam, steiertakke, klein takke en twygies en gebladerte in (Bond, 2010). Sommige sisteme takseer boomgesondheid aan die hand van meer gedetailleerde waarderings, soos die Forestry Inventory and Analysis-program (FIA 2009) wat sewe kroonaanduiders gebruik: lewendige kroonverhouding, kroon-ligreaksie, kroonligging, kroonforsiheid (*crown vigour*), kroondigtheid, kroonafsterwe en kroondeursigtigheid (Bond, 2010). Dit is egter ook nodig om metings van gebladerte- naas kroonvitaliteit in ag te neem. Dit kan gedoen word deur 'n analise van chlorofilfluoresensie en voedingstofinhoud. Bate-gebaseerde boomwaardering – “benefit-based tree valuation” – kan ook volgens die metode van McPherson (2007) uitgevoer word om verdere kennis te versamel oor die toestand van bome.

Naas suiwer boomvitaliteitsmetings kan daar met die boomgevaar-metode vasgestel word watter bome met lae vitaliteit 'n potensiële risiko vir stadsbewoners en/of die -infrastruktuur is (Adesoye & Dondofema, 2021). Waar 'n boom 'n hoë risikowaarde het, kan stadsamptenare dit oormerk om verwyder te word voordat dit enige skade kan berokken.

2.4.2 Fisiologie aanwysers

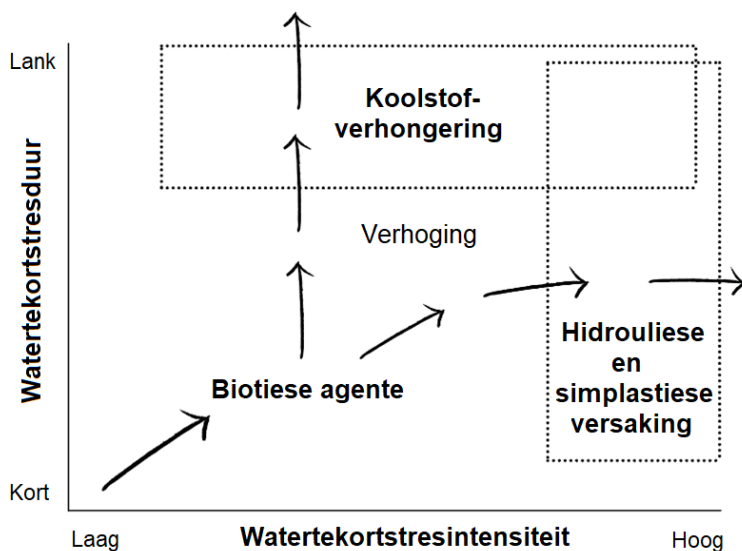
2.4.2.1 Boomreaksies op watertekorttoestande

Wateropname in 'n plant vind volgens 'n waterpotensiaalhellings plaas, van hoog tot laag; die steilheid van die helling hang af van die weefsel se weerstandsvlak teen die beweging van water daarbinne (Boyer, 1986). Dit beteken dat die waterpotensiaal van die groeiende plant laer moet wees as dié van die grond wat die water verskaf. Daar is waargeneem dat plantselle 'n vereiste minimumturgor het voordat die uitbreiding van selwande plaasvind. Die waterturgorvereiste vir plantselle om te groei kan dus steeds ver bo die verwelkingspunt van die plant wees (Boyer, 1986). Blaargroei sou steeds kon plaasvind teen lae waterpotensiaalwaardes voordat die plant begin verwelk. Daar is ook bevind dat lae waterbeskikbaarheid blaarvergroting inhibeer voordat dit fotosintese beïnvloed (Boyer, 1986).

Die waterinhoud binne selle word beskou as een van die mees belangrike parameters by die vergroting en verdeling van selle (Giovannelli *et al.*, 2020). Water moet 'n plant dus binnedring sodat selvergroting kan plaasvind. Voldoende waterbeskikbaarheid behels 'n lae verhouding sout

tot watermolekules in die grond. Die waterpotensiaal in die grond rondom die wortelstelsel is dan hoog (minder negatief) en watermolekules sal vanuit die grond in die wortelstelsel inbeweeg volgens die konsentrasiehellings. By die algehele effek van 'n watertekort moet soutstres ook verreken word. 'n Skaarsste van waterbeskikbaarheid vergroot die verhouding sout teenoor water in die grond. Die waterpotensiaal in die grond word dus verlaag (Zhu, 2002).

Manion het 'n teorie van afsterwe voorgestel waarvolgens 'n verlies in boomgesondheid stadig in drie fases plaasvind (Bulaon & MacKenzie, 2007). 'n Ander hipotese is dat koolstofopname en -balans 'n deurslaggewende rol by plantvitaliteit speel (Mueller-Dombois, 1987). Hierdie idees kan egter gekombineer word tot 'n teoretiese verhouding tussen die lengte van 'n droogte en die afname van waterbeskikbaarheid. Dit kan 'n nuttige raamwerk bied wat faktore wat mortaliteit bepaal, verbind met die intensiteit en duur van waterstres. Hierdie verhouding word in figuur 2-3 voorgestel. Biotiese agente soos patogene kan die effekte van koolstoftekort en hidrouliese versaking vergroot en uitloop op afsterwe.



Figuur 2-3: 'n Voorstelling van die intensiteit en duur van watertekortstres wat lei tot boomafsterwe weens koolstofverhongering, hidrouliese en simplastiese versaking, en biotiese agente wat die effekte van hierdie twee faktore kan vergroot. Figuur uit McDowell *et al.* (2008) aangepas.

Hierdie voorstelling kan soos volg verduidelik word: wanneer 'n plant terselfdertyd 'n erge grondwatertekort en hoë vlakke van verdamping ervaar, kan dit die kontinue waterkolom binne die plant laat breek (McDowell *et al.*, 2008). Die watervloei na plantselle word hierdeur onderbreek en afsterwing vind plaas. Dit kan plaasvind selfs voordat die plant se koolstof opraak (Figuur 2-3). Andersyds kan plante stomatale sluiting uitoefen om hierdie hidrouliese versaking (holtevorming) te voorkom, waardeur die opname van koolstof vir fotosintese afneem en 'n koolstoftekort kan ontstaan. Die plant sterf dan van 'n gebrek aan die nodige koolstof vir

metabolisme. Naas hidrouliese versaking en koolstoftekort kan biotiese faktore soos patogene albei hierdie faktore vererger.

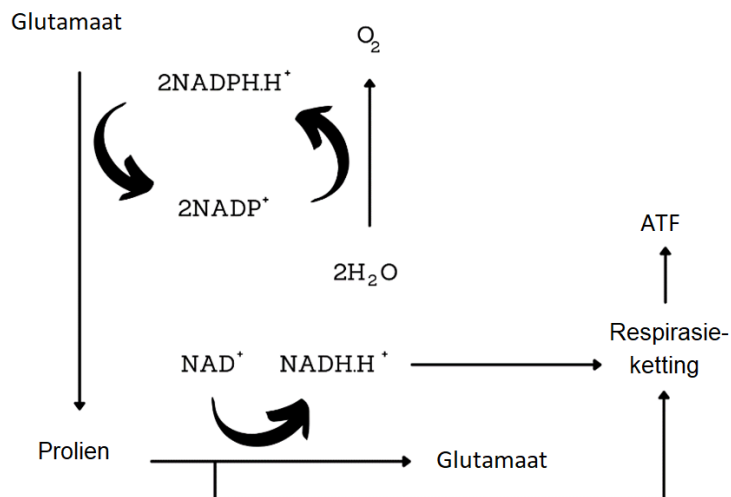
Eweneens kan hidrouliese versaking en koolstoftekort die effek van biotiese aanvalle vererger. Hierdie drie meganismes kan dus afsonderlik óf wedersyds versterkend funksioneer (McDowell *et al.*, 2008). Boommortaliteit en vitaliteit word dus slegs bepaal aan die hand van verskeie aanwysers en 'n gesamentlike bespreking van al hierdie aanwysers.

Een aanwyser vir boomvitaliteit is die blaarwaterpotensiaal (Ψ_{blaar}). Met hierdie parameter word waterinhoud binne die plant geassesseer (Sepúlveda & Johnstone, 2018). Omdat waterpotensiaalwaardes afneem soos 'n plant ontwater, kan waterstres aangegee word (Sepúlveda & Johnstone, 2018). Daar word ook na voordagse waterpotensiaalmetings verwys as basale Ψ_{blaar} (Rodrigues *et al.*, 2012). Daar is bevind dat basale Ψ_{blaar} grondwaterbeskikbaarheid die beste weerspieël, aangesien dit die ewililibrium van Ψ tussen blare en wortelstelsel verteenwoordig (Améglio *et al.*, 1999; Bauerle *et al.*, 2007; Martínez-Vilalta *et al.*, 2014). Die plant is naamlik fisiologies onaktief en transpirasiegradering sal nie die rustende waterdruk binne die xileem affekteer nie. Voordagse Ψ_{blaar} van steeneike (*Q. ilex*) het selde waardes laer as -2 MPa getoon en die meeste waardes was tussen 0 en -1 MPa – dit dui op die minimumstres van die bome (Bussotti *et al.*, 2002).

Plantwaterpotensiaal kan met verskeie metodes gemeet word. Die mees algemene metode is met 'n Scholander-drukkamer. 'n Loot of blaar word binne 'n drukkamer in 'n lugdigte seël met 'n rubberdrukkring geplaas met die gesnyde blaarsteel na buite (Scholander *et al.*, 1965). As die druk binne die kamer verhoog word terwyl saamgeperste lug dit binnevloei, vloei die sappe na die oppervlak waar dit borrel en oorloop. Sodra die sappe die oppervlak benat, word die drukmeting geles (in Pascal, om later omgeskakel te word na MPa).

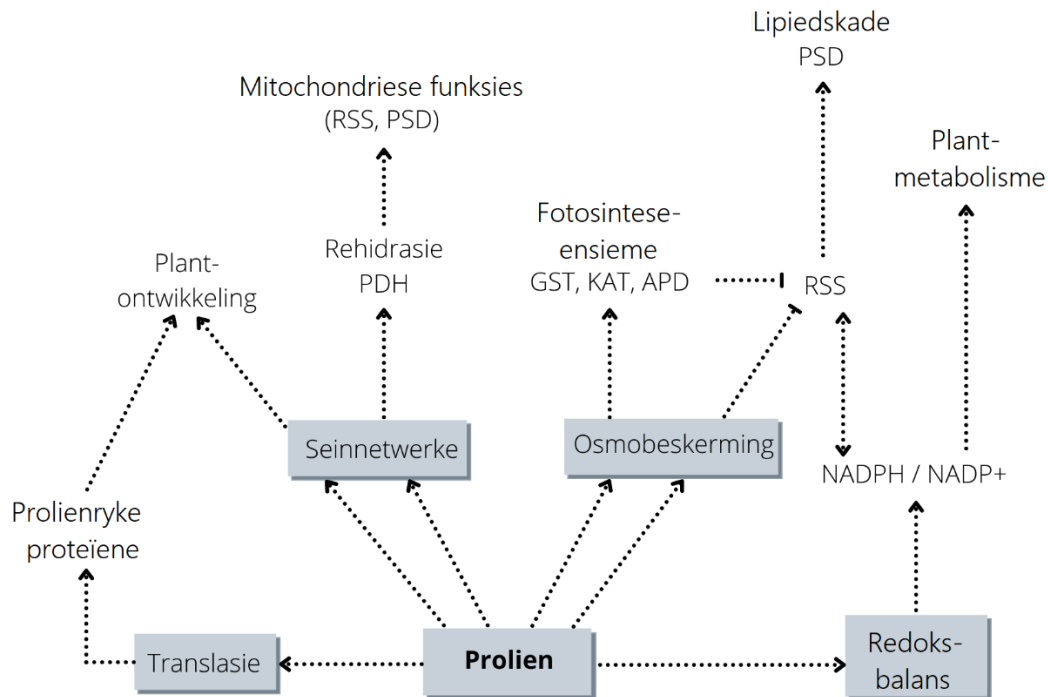
2.4.2.2 Prolie as aanwyser van watertekortstres

Tydens sekere stresfaktore, soos droogte, ontwikkel plante metodes om te oorleef, waaronder verkleining van blaargrootte en vermindering van die aantal blare asook gekonsentreerde opgeloste stowwe en verhoging van ensiembetrokkenheid by oksidatiewe stresverlaging. Een van hierdie oorlewingsmetodes is die ophoping van proliese. Prolieseophoping vind dikwels plaas weens southeid, lae temperatuur, watertekort en UV-straling (Hayat *et al.*, 2012). Daar is verder bevind dat proliese in plante ophoop weens watertekortstres (Barnett & Naylor, 1966; Saeedipour, 2013; Nayyar & Walia, 2003).



Figuur 2-4: Voorstelling van die prolienvervaardiging in plante tydens watertekortstres, soos aangepas uit Signorelli (2016).

Prolien kan tydens erge watertekort dien as 'n stikstof- en koolstof-bergingsamestelling, aangesien proteïen- en styselsintese tydens sulke stressoestande geïnhibeer word. Boonop kan plante opgehoopte prolien metaboliseer tot glutamaat in blare; dit verskaf dan die verminderende krag in die asemhalingsketting van ander organe wat ATF (adenosientrifosfaat – sellulêre energie) vervaardig (Figuur 2-4 en 2-5) (Signorelli, 2016). As 'n plant herbenat word, kan die opgehoopte prolien hermetaboliseer word deur die plant. Prolien dien ook as 'n osmoliet wat osmotiese aanpassing medieer, membrane en proteïene stabiliseer en vrye radikale jag (Ashraf & Foolad, 2007; Signorelli, 2016; Szabados & Saviouré, 2010).



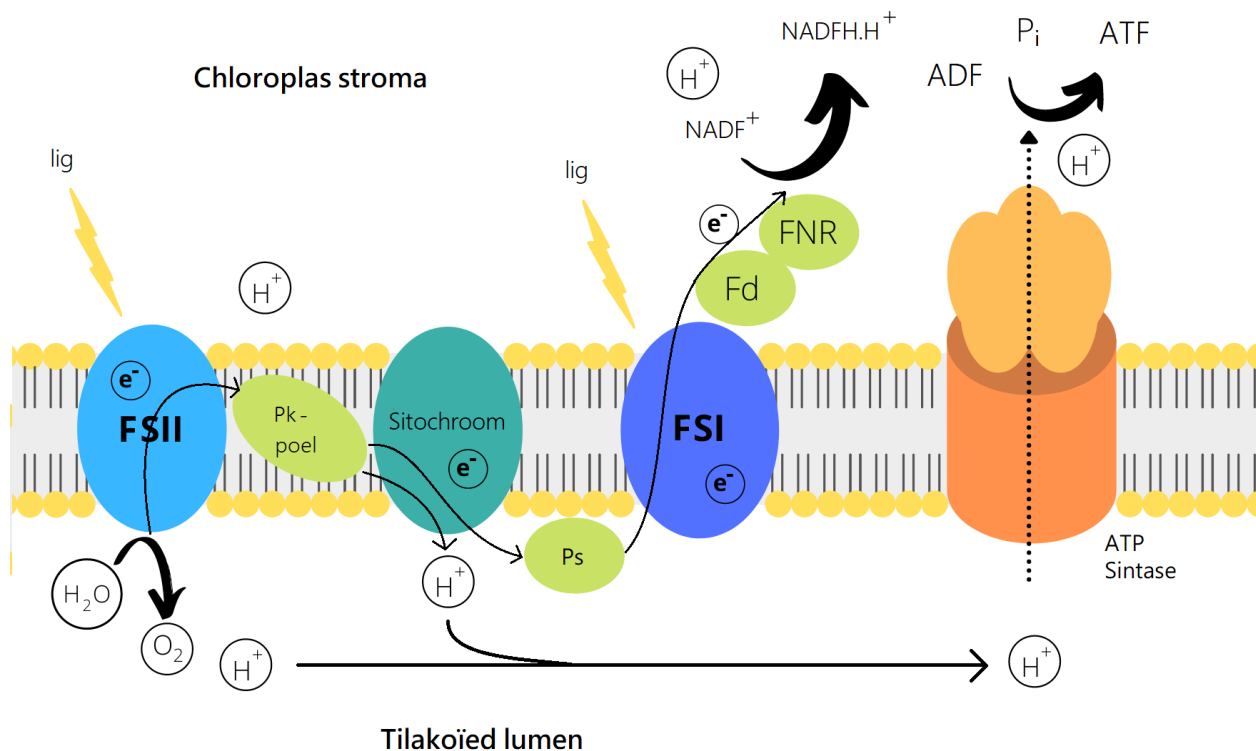
Figuur 2-5: Voorstelling van die funksies van prolien in plante. Prolien dra by tot die instandhouding van die redoksbalans, dien as 'n osmobeskermmiddel, is 'n komponent van metaboliese seinpaaie en word vir proteïensintese gebruik (Szabados & Savouré, 2010). Afkortings: RSS = reaktiewe suurstofspesie; PSD = geprogrammeerde seldood; PDH = prolien-dehidrogenase; GST = glutatioontransferases; KAT = katalase; APD = askorbaatperoksidase. Figuur uit Szabados en Savouré aangepas (2010).

In plante wat aan soutgehaltestres of watertekort ly, is prolienmolekules tussengangers van verlaagde osmosepotensiale. Dit stel uiteindelik die blare in staat om deur middel van verdamping verdere waterverlies teen te staan sonder om die turgor te beïnvloed (Ahmed *et al.*, 2008). As die verhouding van die opgeloste stowwe tot die water laag is, sal die waterkonsentrasie binne die selle hoër wees. Aangesien watermolekules afwaarts met die konsentrasiehelling beweeg, sal water deur die blare verdamp en verlepte selle tot gevolg hê. Die teendeel geld egter ook. Wanneer opgeloste stowwe vervaardig word (byvoorbeeld prolien), sal die verhouding van die opgeloste stowwe:water verhoog en sal die watervlakke hoër as (of gelyk aan) die watervlakke buite wees, wat verlaagde verdamping en turgiede selle verseker. Prolien is dus 'n meganisme wat watertekortstres effektief bekamp (García-Sánchez *et al.*, 2007).

Gevolgtik kan prolieninhoud wat in plantblare gemeet word, aandui of 'n plant aan watertekortstres ly – as die plant 'n beduidend hoër prolieninhoud as kontroleplante het, kan dit op 'n watertekort dui (Sankar *et al.*, 2007).

2.4.2.3 Gebruik van chlorofil a-fluoresensie om plantgesondheid te monitor

Fotosintese is 'n noodsaaklike lewensonderhoudende proses. Die enigste manier waarop energie vanaf die son die ekosisteem kan binnedring is deur plante wat ligenergie omskakel in chemiese energie (Zargar *et al.*, 2017). Figuur 2-6 bied 'n opsomming van die fotosinteseproses.



Figuur 2-6: Visuele voorstelling van reaksies tydens fotosintese waar lig opgeneem word deur die twee fotosisteme I en II (FSI & FSII). Afkortings: Pk-poel = plastokinoonpoel; Ps = plastosianien; Fd = ferrodoksien; FNR = ferrodoksien-NADF-reduktase. Data vir beeld bekom uit Brim *et al.* (2014); Hallenbeck *et al.* (2018); en Lambers *et al.* (2008).

Fotosintese behels die stimulerings van antennes in die chloroplaste deur ligfotone; hierdie antennes is verbind met fotosisteme I & II (FSI & FSII). Hierna skenk die primêre elektroonskenker FSII (P680) 'n elektron aan die primêre elektroonaannemer, feofitien. Hierdie elektron word verruil tot dit plastokinoon (PQ) bereik (Brim *et al.*, 2014; Lambers *et al.*, 2008). Dit behels 'n elektroontekort by FSII wat gevul moet word – dit vind plaas deur middel van die afbreek van watermolekules in suurstof- en waterstofprotone in die tilakoïedlumen. PQ aanvaar twee elektrone van die chloroplaststoma en skakel om in sy verminderde vorm, PQH₂. Dit beweeg dan na sitokroom b₆f waar die twee elektrone agterbly en die twee waterstofprotone na die lumen verskuif (Brim *et al.*, 2014). Hierdie proses van PQ na PQH₂ word herhaal. Elektrone beweeg

deur plastosianien, PSI, ferrodoksien en ferrodoksien-NADF-reduktase waar dit gebruik word om NADF⁺ in NADFH om te skakel. Protone wat in die lumen agterbly, word terug in die stroma gepomp danksy ATF-sintese waar die kinetiese energie gebruik word om 'n anorganiese fosfaat (Pi) by 'n ADP-molekule te voeg om ATF of energie op te wek (Brim *et al.*, 2014; Lambers *et al.*, 2008).

Wanneer die chlorofillemolekules in 'n blaar ligenergie opneem, word hierdie energie op drie maniere verwerk: dit kan fotosintese dryf, die oortollige energie kan as hitte vrygestel word, of dit kan as lig heruitgestraal word – chlorofil *a*-fluoresensie (Maxwell & Johnson, 2000). Fotosintese is 'n besonder komplekse proses met talle komponente. Eerstens word lig opgeneem deur antennamelemolekules wat soos hierbo genoem binne die fotosintetiese membrane sit. Tweedens word die energie in opwekkingsenergie omgesit en een van twee prosesse vind plaas. Derdens kan die energie vasgevang word in 'n reaksiesentrum en aangewend word vir die sintese van NADFH en ATF. Hierdie proses staan as fotochemiese verstillings bekend (Vredenberg *et al.*, 2009). As die plant nie die opgeneemde energie gebruik nie, word dit deur nie-fotochemiese prosesse tot hitteverstrooiing of tot vrye rooilig omgesit (Betterle *et al.*, 2009; Bolhar-Nordenkamp *et al.*, 1989). Die vrystelling van lig deur die chlorofil *a*-pigmente op 'n golflengte hoër as 690 nm word chlorofilfluoresensie genoem (Bolhar-Nordenkamp *et al.*, 1989). Chlorofilfluoresensie word deur talle faktore geaffekteer, waaronder die opneempigmente, die energietoedrag deur middel van stimulerings, die kenmerke van die fluoressente pigmente, die redokstoestand van die reaksiesentrums, en die skenkers en aannemers FSII (Strasser *et al.*, 2000).

Een van die middele waarmee plantresponse op stresstoelstande gekwantifiseer word sonder om die plant te beskadig, is met chlorofil *a*-fluoresensie. Hierdie tegniek maak staat op die heruitstraling van ligenergie (>690 nm) wat aanvanklik deur chlorofillemolekules in blare vir fotosintese opgeneem is (Kusaka *et al.*, 2014; Percival, 2004). Wanneer fotosintese op 'n konstante vlak plaasvind (dit wil sê, wanneer alle reaksies binne die fotosintetiese stelsel funksioneer) is chlorofil *a*-fluoresensie laag, maar wanneer 'n plant stres ervaar, vermeerder die oortollige energie wat as fluorensie uitgestraal word (Kusaka *et al.*, 2014). Die veranderinge in die chlorofilfluoresensie-kinetika kan dus gebruik word om inligting in te win aangaande die fisiologiese gesondheid van die plant (Johnstone *et al.*, 2013).

Chlorofilfluoresensie is 'n hoogs sensitiewe en betroubare aanwyser van fotosintetiese effektiwiteit, hoofsaaklik van Fotosistiem II (Kusaka *et al.*, 2014). Data vanaf meer as 50 verskillende parameters kan met hierdie metode verkry word, met inbegrip van die prestasie-indeks (PI). Dit maak waardering van FSII-effektiwiteit en die waarneming van veranderinge in die fotosintetiese stelsel moontlik (Kusaka *et al.*, 2014). Die meeste ekofisiologiese studies is

onvolledig sonder 'n stel fluoressensiedata. Die insameling van hierdie data het mettertyd vereenvoudig weens draagbare chlorofilfluorimeters (Maxwell & Johnson, 2000).

Plantvitaliteit kan aan die hand van die prestasie-indeks-parameter (PI_{ABS}) beskryf word (Strasser *et al.*, 2000). Hierdie parameter sluit drie onderskeie, onafhanklike parameters in. Dit weerspieël die werking van beide fotosisteme I en II en verskaf 'n goeie aanduiding van die plant se huidige prestasie tydens stres (Kusaka *et al.*, 2014; Živčák *et al.*, 2008). PI word met waterbeskikbaarheid gekorreleer. Hoë waardes dui op voldoende grondwaterinhoud (Van Heerden *et al.*, 2007), terwyl droogte die PI -waardes verlaag (Boureima *et al.*, 2012). Slegs akute droogte affekteer fotochemiese prosesse en fluoressensiedata weerspieël nie noodwendig gematigde watertekort nie. $FSII$ is naamlik relatief bestand teen stres weens 'n watertekort (Kusaka *et al.*, 2014).

Naas PI_{ABS} kan F_w/F_m ook plantstres tydens chlorofilfluoressensie meet. Dit meet die kwantumeffektiwiteit van $FSII$ in 'n donker-aangepaste blaar (Callow *et al.*, 2018; Gorbe & Calatayud, 2012). As hierdie waarde verlaag, dui dit op foto-inhiberingskade; 'n tipiese F_w/F_m -waarde vir gesonde blare is tussen 0.78 en 0.85 (Callow *et al.*, 2018).

Die fotosinteseproses kan op verskeie maniere deur droogtestres beïnvloed word. Hieronder tel die sluiting van stomata, die afsny van koolstofdiksiedtoevoer aan die chloroplaste, en die direkte gevolge van 'n lae waterpotensiaal op die struktuur van die plant se fotosintetiese onderdele (Hopkins & Huner, 2008). Ander faktore wat fotosintesevlakke kan affekteer, is afnames in turgordruk en CO_2 -vlakke, beperkte gasuitruiling en verhoogde metaboliese beweging (Zargar *et al.*, 2017). Waar daar 'n watertekort in die grond is, verhoog die soutkonsentrasie wat 'n verlaagde waterpotensiaal in die grond as die plantsel meebring (Zargar *et al.*, 2017). Dit verlaag die turgordruk en inhibeer selgroei; metaboliese prosesse in die sel word afgeskeep omdat ensiemaktiwiteit beïnvloed word en dit belemmer die werking van fotosintese (Zargar *et al.*, 2017).

2.4.2.4 Belang van voedingstofinhoud by boomekofisiologie

Plante is van voeding afhanklik vir oorlewing. Van sommige (makro-) voedingstowwe word groot hoeveelhede vereis terwyl mikrovoedingstowwe ewe krities is, maar minder daarvan is nodig (Kleiber *et al.*, 2019). Makrovoedingstowwe is onder meer stikstof, kalium, kalsium, magnesium, fosfor en swael; en mikrovoedingstowwe is chloor, yster, mangaan, sink, koper, molibdeen en nikkel. Die uiteenlopendheid van hierdie stowwe kan meebring dat plante vatbaar is vir stresstoestande (Bal *et al.*, 2015).

Hierdie voedingstowwe kan in stadsomgewings in oormaat beskikbaar wees óf ontbreek, na gelang van die besondere omgewingstoestande van die area (Dao *et al.*, 2020; Su *et al.*, 2021). Hoewel plante hierdie voedingstowwe benodig om te groei, kan dit in te hoë konsentrasies op fitogiftigheid uitloop (Piczak, 2003). Stadsgrond verskil meesal van landelike grond weens

verskillende bronne van besoedeling, grondouermateriaal en die mate van verstedeliking, wat grondverdigting en seëling behels (Pouyat *et al.*, 2008). Luggedrae chemikalieë word dikwels in stadgrond opgeneem. Dit kan die chemiese eienskappe van die grond verander en het uiteindelik nadelige gevolge vir stedelike ekosisteme (Pouyat *et al.*, 2008). Stedelike grond is dus komplekse, dinamiese sisteme wat uiteraard onontbeerlik vir stadsplante is en aan bome van die nodige voedingstowwe vir oorlewing verskaf.

Makrovoedingstowwe (N, P, K, Ca, S, Mg) is onontbeerlik vir plante. Dit is krities vir prosesse soos fotosintese, genetiese materiaal, energieopwekking, vervoer van voedingstowwe binne die plant, plantgroeï en ensiemregulering. Mikrovoedingstowwe (Cl, Fe, Mn, Zn, Cu, Mo, Ni) beïnvloed plante se vitamien-, proteïen en koolhidraatinhoud en maak deel uit van ensiem- en ensimatisiese prosesse (Schütte, 1957). Tabel 2-2 hieronder som die gemiddelde vlakke van hierdie stowwe in plante, stadsbome en sommige *Quercus*-spesies op.

Tabel 2-2: Mikro- en makrovoedingstowwe in plante, hul funksies en algemeen aanvaarbare hoeveelhede binne plante, asook die gemiddelde hoeveelhede in *Quercus*-spesies. Aangepas uit Hirons (2015).

Voedingstof	Funksie van voedingstof	Aanneemlike vlak (mg kg ⁻¹)*	Gemiddelde inhoud in stadsbome (mg kg ⁻¹)**	Gemiddelde inhoud in <i>Quercus</i> -spesies (mg kg ⁻¹ ***
Mikrovoedingstowwe				
Aluminium (Al)	Plantgroeiprikkeling en bevordering van voedingstofopname, voorkoming van biotiese en abiotiese stres	1.0 - 2.0 (pH < 5.5)	30.3 - 505	35.4
Boor (B)	Speel 'n rol by lootgroeï en wortelverlenging, membraanfunksie en selwandstruktuur	20.0 - 60.0	12.0 - 70.0	

Chloor (Cl)	Osmoregulering, speel 'n rol in ontwikkeling van O ₂ tydens fotosintese	200 - 400		
Chroom (Cr)	Geen biologiese rol bekend, moontlik giftig			1.9
Koper (Cu)	Teenwoordig in proteïene, speel 'n rol by verhouding en stuifmeelvervaardiging	5.0 - 20.0	4.48 - 14.6	4.09
Yster (Fe)	Speel 'n rol in chlorofilsintese, deel van proteïene en ensieme	50.0 - 150.0	52.8 - 184.0	94.3
Manganees (Mn)	Dien as ensieme en kofaktor vir ensieme, speel 'n rol in ontwikkeling van O ₂ tydens fotosintese	20 - 840.0	25.0 - 446.6	1167.6
Molibdeen (Mo)	Komponent van ensieme en kofaktore, ensiem vir fiksering van N ₂	0.1 - 4.8		
Nikkel (Ni)	Speel 'n rol in stikstofmetabolisme, komponent van ensieme	0.05 - 10		10.603
Sink (Zn)	Speel 'n rol in proteïensintese, koolhidraatmetabolisme en aktivering van ensieme, komponent van ensieme	20.0 - 200.0	9.51 - 43.8	20.2

Makrovoedingstowwe

Kalsium (Ca)	Stabilisering van selwande en -membrane, seluitbreiding, osmoregulering, uitskeidingsprosesse	1 000 - 50 000	4 835 - 18 435	8413.1
Koolstof (C)	Noodsaaklike onderdeel van organiese materiaal en noodsaaklik tydens fotosintese			46 9333
Magnesium (Mg)	Onderdeel van chlorofil, speel 'n rol in aktivering van ensieme en fosforilering	1 500 - 3 500	1 341 - 6 116	4391.9
Stikstof (N)	Onderdeel van proteïene, fosfolipiede, nukleïensuur, chlorofil, ko-ensieme, fitohormone en sekondêre metaboliete	15 000 - 50 000	1 440 - 2 600	15 233
Fosfor (P)	Onderdeel van ATF (energiemolekule), nukleïensuur, fosfolipiede, ko-ensieme, stysels en suikers	800 - 2 200	1 579 - 1 641	639.9
Kalium (K)	Speel 'n rol in ensiemaktivering, floëemvervoer, stresweerstand en regulering van stomatale opening, onderverdeling van proteïene	4 000 - 15 000	1 919 - 20 900	3642.7

Sulfur (S)	Onderverdeling van aminosure, proteïene, ko-ensieme en sekondêre metaboliete, speel 'n rol in selweerstand teen ontwatering en rypskade	1 000 - 1 600	1 140 - 3 021	1174.8
------------	---	---------------	---------------	--------

*Waardes verkry vanuit Bojórquez-Quintal *et al.*, 2017; Brun *et al.*, 2017; Chen *et al.*, 2010; Guo *et al.*, 2016; Haque, 1987; Haynes, 1986; Kaur & Garg, 2021; Menzies & Lucia, 2009; Nieminen *et al.*, 2007; Purvis, 1955; Sharma *et al.*, 2020; White, 2003. ** Waardes verkry vanuit (Brun *et al.*, 2017; Petrova *et al.*, 2014; Zukswert *et al.*, 2021. *** Waardes verkry vanuit Burgess *et al.*, 2015.

Navorsing het bevind dat sommige stadsbome soos *Tipuana tipu* vinniger groei in gebiede van die stad wat warmer is en waar luggedrae P-vlakke hoër is (Locosselli *et al.*, 2019). Sulke data is nie beskikbaar vir *Q. robur* in stadsomgewings nie. Daar is ook bevind dat groei vertraag word wanneer konsentrasies van Al, Ba en Zn hoog is. Partikelstof (PM₁₀) het ook 'n negatiewe uitwerking op die groei van hierdie bome. Partikelstof wat op boomblare ophoop, kan die produktiwiteit van die fotosintetiese pigmente aantast (Czaja *et al.*, 2020). Dit is egter beduidend dat, hoewel lugbesoedeling negatief inwerk op stadsboomgroei, stadsbome 'n waardevolle rol speel deur hierdie besoedelstowwe uit die lug te neem deur partikelstof op hul blare te vergaar (Chen *et al.*, 2012; Czaja *et al.*, 2020; Mishra *et al.*, 2016).

Bowendien kan stedelike grondvoedingstoftekorte/-giftigheid tesame met grondverdigting stedelike boomvitaliteit aantast (Jim, 2019). Die teenwoordigheid van boumateriaal en -rommel in stadsgrond benadeel stadsbome se groei, vitaliteit en welvaart in die lang termyn (Jim, 2019). Die inhoud van grondvoedingstowwe is dus 'n bepalende faktor by die beskikbaarheid van voedingstowwe aan bome en moontlike giftigheidsvlakke.

HOOFSTUK 3: MATERIAAL & METODEDES

3.1 Boomkeuse en studiegebied

Vir hierdie studie is 50 volwasse bome in die Eikelaan in Potchefstroom, Suid-Afrika (26.7145° S, 27.0970° E) lukraak gekies om die verskillende grondbedekkings onder die bome te verteenwoordig. Drie en veertig van hierdie bome grens aan die Potchefstroomkampus van die Noordwes-Universiteit (Figuur 3-1). Vier bome in Kockstraat, ver van die universiteit geleë, is ter vergelyking gekies as bome wat nie dien as skadu vir parkering (wat verdigting van grond behels) nie, maar hoofsaaklik grasperk as bedekking het (Figuur 3-1). Die oorblywende drie bome staan langs 'n stroom op 'n plaas buite Potchefstroom om as verwysingsbome te dien vir nie-stedelike toestande.

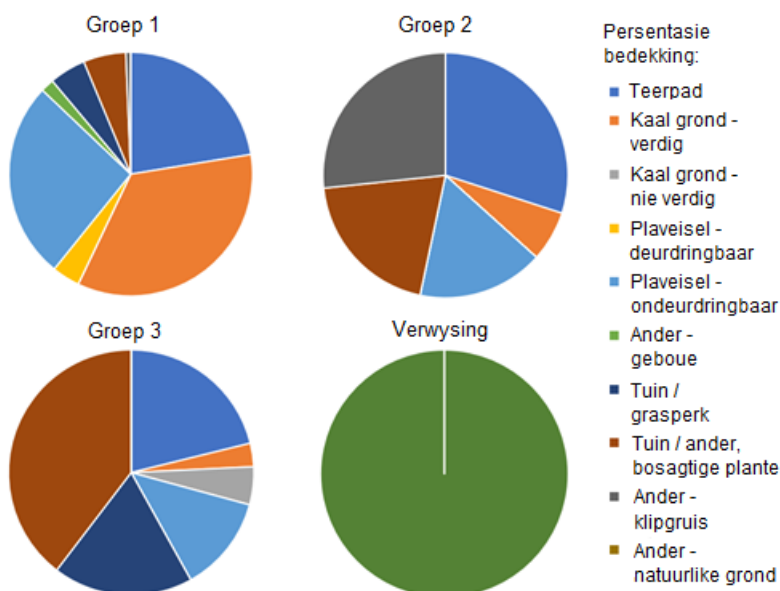


Figuur 3-1: Studiegebied met aanduiding van elk van die bome. a) Bome 1A-11C staan in Steve Bikolaan en bome 12A-12D staan in Kockstraat. Groep 1 hoofsaaklik grondbedekking van verdigte kaal grond en plaveisel (bome 1A-1E, 2A-2C, 4A-4E, 6A-6C, 7A-7D, 8A-8E, 9A-9E); Groep 2 opvallend klipklipgruis as grondbedekking (bome 3A-3C); en Groep 3 hoofsaaklik tuin- en grasperk as grondbedekking (bome 5A-5C, 10A-10C, 11A-11C, 12A-12D), waaronder bome

in Kockstraat. b) Verwysingsbome hoofsaaklik natuurlike grondbedekking (13A-13C) langs 'n avontuurroete.

Die grondbedekkingstipes binne 'n 10 m-radius vanaf elke boomstam is as 'n persentasie van die totale bedekking onder elke boom geskat (Figuur 3-2 en Tabel 3-1). 'n Boom kan byvoorbeeld 'n grondbedekkingsamestelling hê bestaande uit 30% teerpad, 20% klipklipgruis en 50% tuin/grasperk wat 100% van die grondbedekking uitmaak. Die bome is soos volg volgens die geskatte grondbedekking gegroepeer: die verwysingsgroep (bome langs 'n stroom met natuurlike grondbedekking, bome 13A-13C); Groep 1 met hoofsaaklik grondbedekking van verdigte kaal grond en plaveisel (bome 1A-1E, 2A-2C, 4A-4E, 6A-6C, 7A-7D, 8A-8E, 9A-9E); Groep 2 met opvallende klipgruisbedekking (bome 3A-3C) wat tot deurlaatbaarheid kan bydra, hoewel steeds gekompakteer; en Groep 3 met hoofsaaklik tuin- en grasperkbedekking (bome 5A-5C, 10A-10C, 11A-11C, 12A-12D), waaronder bome in Kockstraat (Figuur 3-2). Let daarop dat die grondbedekking van al drie groepe 'n groot persentasie teerpad insluit wat aandui dat dit straatbome is. Die grondbedekking onder die verwysingsbome was natuurlike grond waarin inheemse plantspesies gegroei het.

Figuur 3-2 hieronder is 'n visuele voorstelling van die persentasie grondbedekking onder bome in die drie groepe soos in hoofstuk 3 uiteengesit.



Figuur 3-2: Voorstelling van die gemiddelde persentasie grondbedekking onder die *Q. robur*-bome in 'n 10 m-radius vanaf die boomstam. Groep 1 hoofsaaklik met grondbedekking van verdigte kaal grond en plaveisel (bome 1A-1E, 2A-2C, 4A-4E, 6A-6C, 7A-7D, 8A-8E, 9A-9E); Groep 2 opvallend met klipklipgruis as grondbedekking (bome 3A-3C); en Groep 3 hoofsaaklik

tuin- en grasperk as grondbedekking (bome 5A-5C, 10A-10C, 11A-11C, 12A-12D), waaronder bome in Kockstraat; Verwysingsbome met hoofsaaklik natuurlike grondbedekking (13A-13C).

Tabel 3-1: Visuele voorstelling van grondbedekkingsklassifikasie, soos uitgebeeld in figuur 3-2.

Grondbedekkingstipe	
Teerpad	
Kaal grond – verdig	

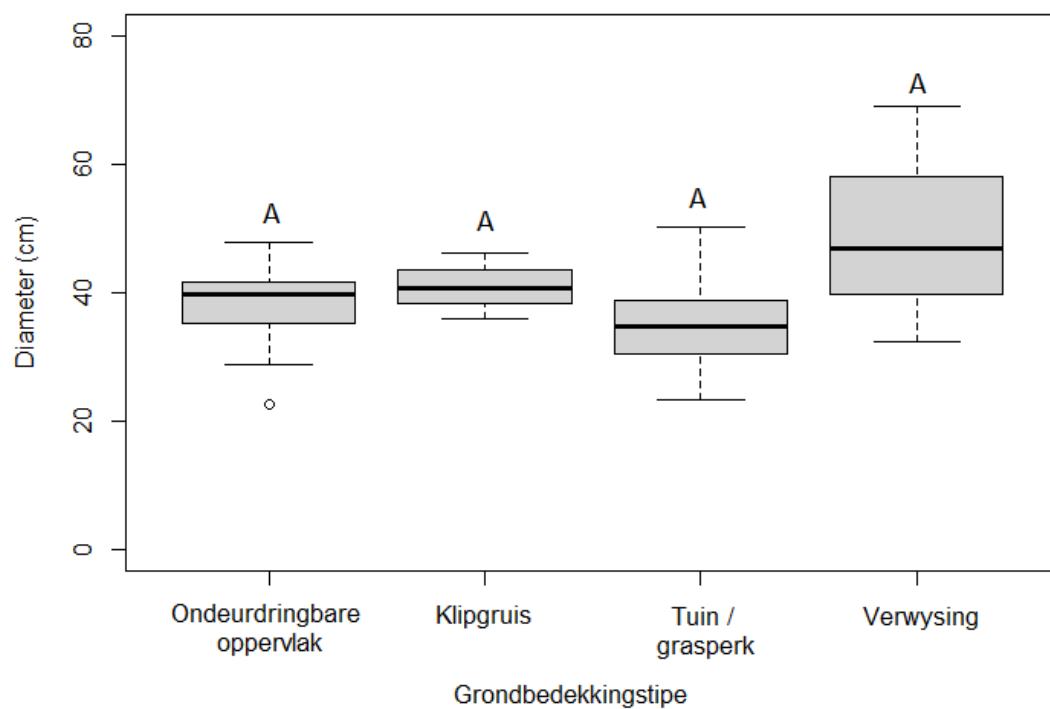
Kaal grond – nie verdig	
Plaveisel – deurdringbaar	
Plaveisel – ondeurdringbaar	

Ander – geboue	
Tuin / grasperk	
Tuin / ander, bosagtige plante	

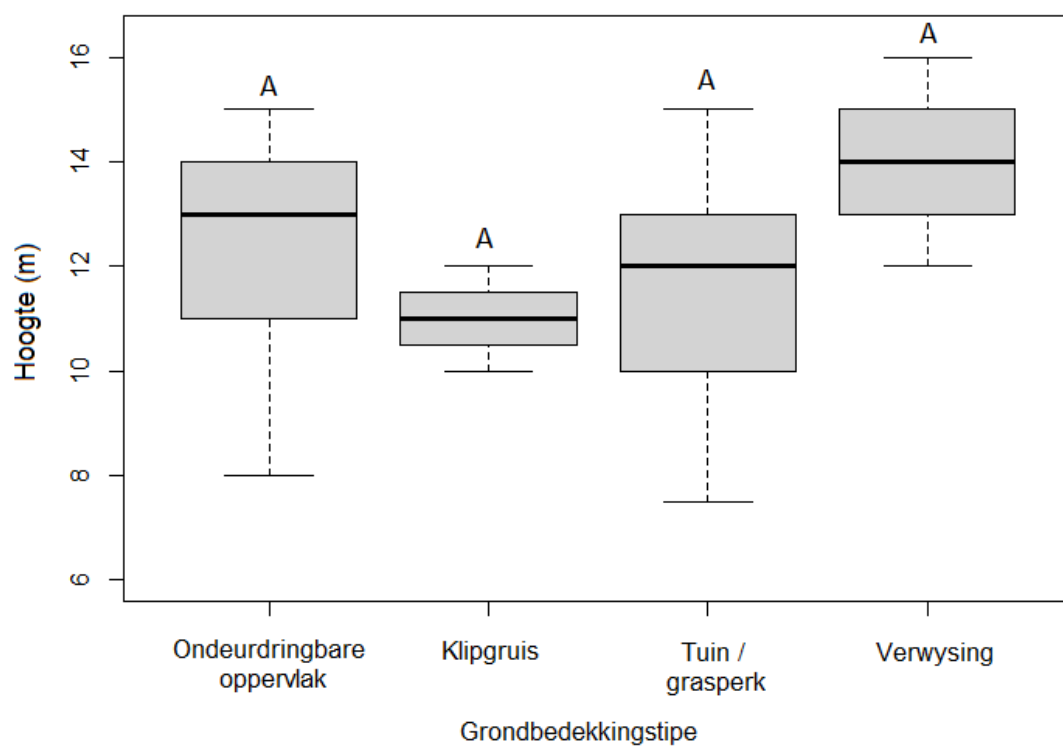
Ander – klipgruis	
Ander – natuurlike grond	

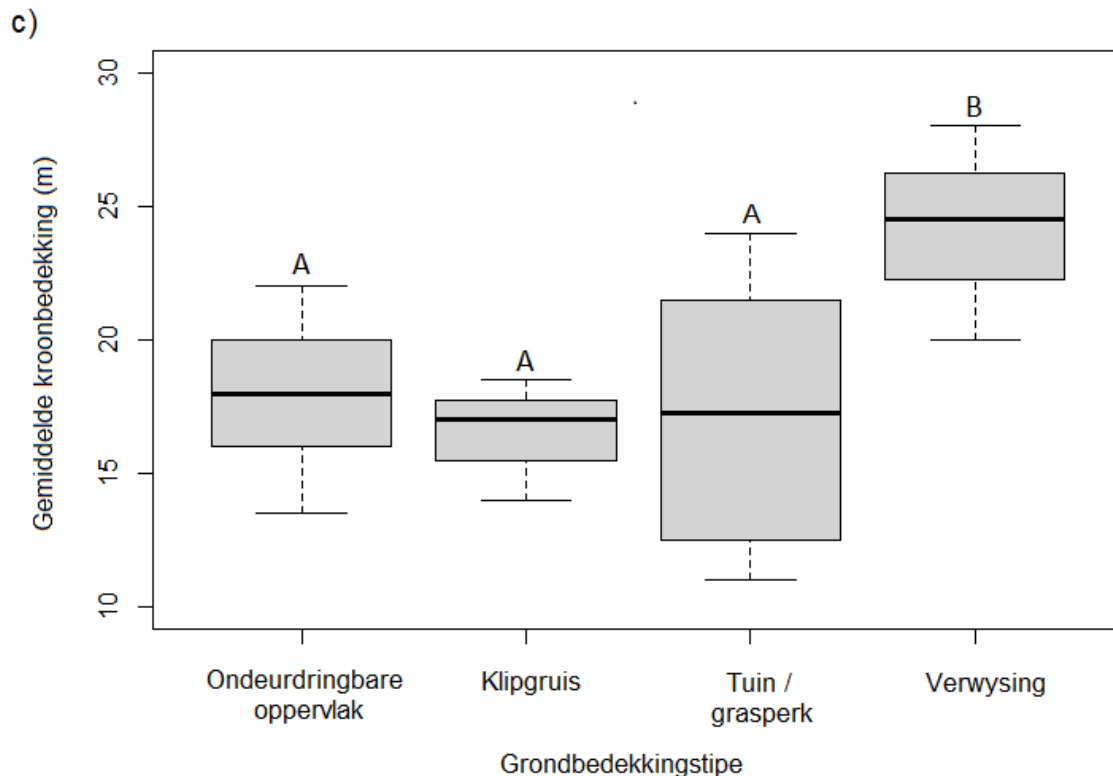
Verwerking van visuele waardering het getoon dat daar geen statisties beduidende verskille in die stamdiameter op borshoogte (DBH) en hoogtewaardes van die bome in elke groep was nie (Figuur 3-3). Bome in die verwysingsgroep het beduidend groter ($p < 0.05$) kroonverspreiding as die ander groepe (Figuur 3-3) – te verwagte gegewe dat hierdie bome nie gesnoei is nie. Dit dui daarop dat die gekose bome in al die groepe vergelykbaar (homogeen) was wat betref grootte en ouderdom en gevolglik met mekaar vergelyk kon word aan die hand van visuele gesondheidswaarderings en ekofisiologiese data (vitaliteitaanwysers, boomrisiko, waterpotensiaal en chlorofil *a*-fluoressensie). Die gemiddelde kroonbedekking is bepaal met die metode wat Moyo en Chikuni (2016) volg.

a)



b)





Figuur 3-3: a) Diameter op borshoogte (DBH), b) boomhoogte en c) gemiddelde kroonbedekking, gegroepeer. Verskillende letters dui statisties beduidende verskille aan.

3.2 Visuele taksering

Skade aan bome is vasgestel aan die hand van 'n aangepaste metode uit Adesoye en Dondofema (2021) deur die skade aan boomwortels, -takke, -stam en gebladerte aan te teken. Die skaal is soos volg vasgestel: 0 – geen skade, 1 – ligte skade, 2 – erge skade. Vitaliteit is getakseer deur die kroongrootte (van 1-5), kroondigtheid (van 1-5) en kroon- epikormiese groei (van 1-5) vas te stel volgens 'n aangepaste metode van Callow *et al.* (2018). Die visuele gesondheid van bome is bepaal aan die hand van Roloff se vitaliteitindeks soos Skiadaresis *et al.* (2019) dit gebruik, waarvolgens elke boom 'n waarde van 0-3 toegeken word: 0: Lewenskragtig, 1: Verswak, 2: Beskadig, 3: Erg beskadig (Figuur 3-4a & b). Ook is boomrisiko vasgestel met die metode van Matheny en Clark, deur Adesoye en Dondofema (2021) aangepas: die verbrokkelingspotensiaal, grootte van die aangetaste gedeelte, en 'n teikenwaarde is aangeteken. Hierdie drie komponente is soos volg elk 'n waarde toegeken van 1-4: verbrokkelingspotensiaal (1 – laag, 2 – gemiddeld, 3 – hoog, 4 – ernstig), grootte van die aangetaste gedeelte (1 – <150 mm, 2 – 150-450 mm, 3 – 450-750 mm, 4 – > 750 mm), teikenwaarde volgens gebruiksfrekwensie (1 – sporadiese gebruik, 2 – onderbroke gebruik, 3 – gereelde gebruik, 4 – volgehoue gebruik). Hierdie punte is

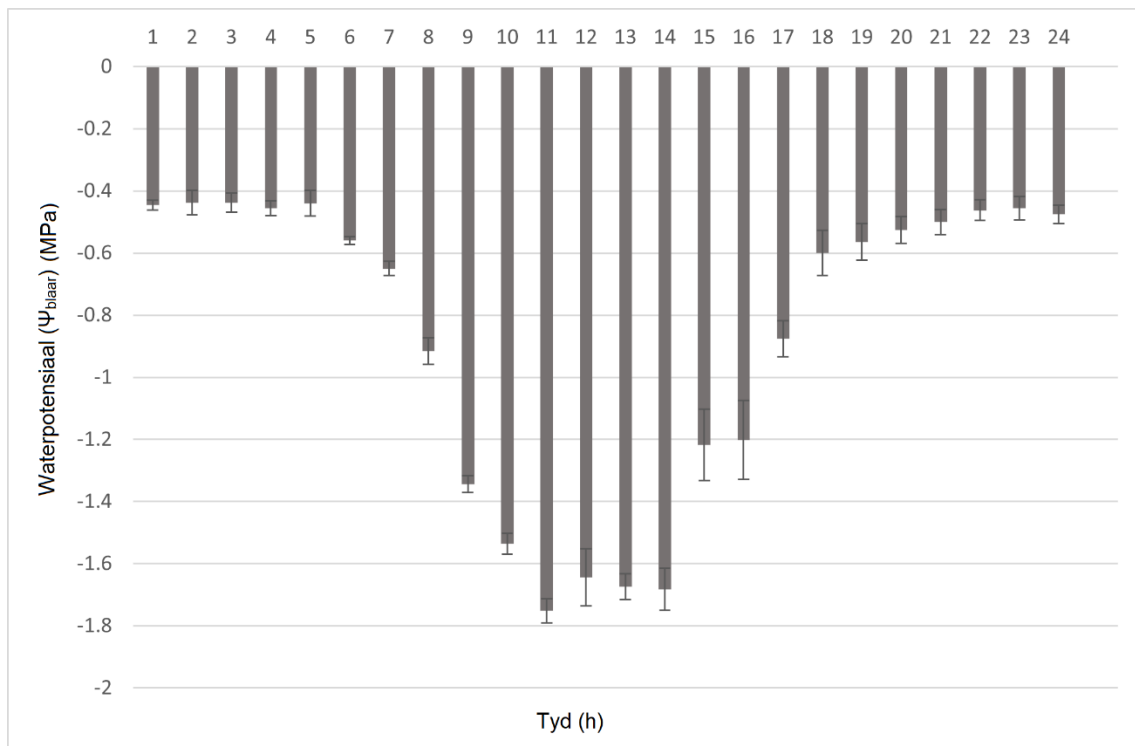
bygetel tot 'n waarde uit 12 wat die boom se risiko aan die omliggende gebied, inwoners of infrastruktuur bepaal sou meganiese verbrokkeling plaasvind.



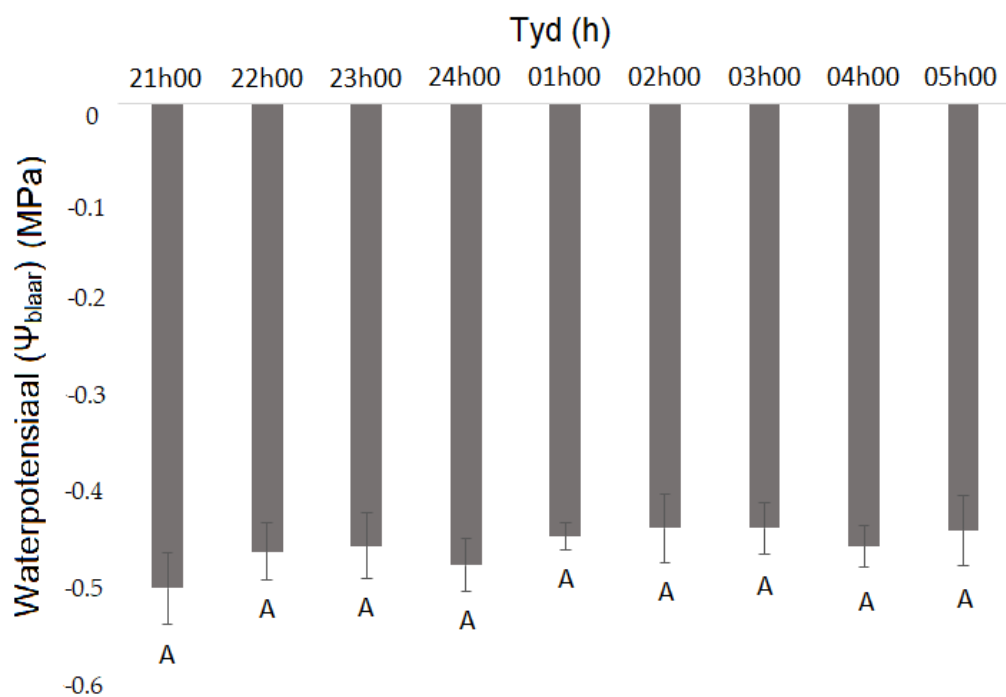
Figuur 3-4: a) Voorbeeld van 'n boom met 'n Roloff-vitaliteitsindeks van 0 (Lewenskragtig) en b) voorbeeld van 'n boom met 'n Roloff-vitaliteitsindeks van 3 (Erg beskadig).

3.3 Blaarwaterpotensiaal

Fisiologiese studies op akkerbome in Potchefstroom (Van Rensburg, Krüger, Ubbink, Stassen *et al.*, 1997) het vantevore sowel middag- as voordag- Ψ_{blaar} gemeet, terwyl die huidige studie op basale Ψ_{blaar} toegespits is, aangesien dit grondwaterbeskikbaarheid die beste verteenwoordig deur die ewilibrum Ψ tussen blare en wortels aan te gee (Améglio *et al.*, 1999; Bauerle *et al.*, 2007; Martínez-Vilalta *et al.*, 2014). Volgens Klepper (1968) word grondvogtigheid die beste weerspieël deur waterpotensiaal wat snags gemeet word, omdat waterstand deur die dag grootliks varieer. Daaglikse transpirasiekoerspatrone van *Q. robur*-bome toon soortgelyke koerse tussen 22:00 en 04:00 snags (Čermák *et al.*, 1982). Om dit te bevestig, is 'n 24-uurstudie vanaf 01:00 tot 24:00 (Figuur 3-5) op 'n eikeboom uitgevoer om enige verskille in waterspanning binne die boom tussen 21:00 en 05:00 aan te dui (Figuur 3-6).



Figuur 3-5: Waterpotensiaal (Ψ_{blaar}) in MPa soos gemeet vanaf 01:00 tot 24:00.



Figuur 3-6: Waterpotensiaal (Ψ_{blaar}) in MPa soos gemeet vanaf 21:00 tot 05:00. Verskillende letters gee statisties beduidende verskille aan.

Dit is vanuit hierdie Figuur duidelik dat min variansie in Ψ_{blaar} -waardes tussen 21:00 en 05:00 aangeteken is. Statistiese analise toon geen statisties beduidende verskil ($p = 0.48$) tussen hierdie tydperke (ure) nie (Figuur 3-6). Dit dui daarop dat waterpotensiaalmetings enige tyd tussen hierdie ure geneem kan word, aangesien stomatale sluiting plaasvind en nagtelike transpirasie nie in die algemeen in eike plaasvind nie (Daley & Phillips, 2006). Daar word voortaan na waterpotensiale verwys as basale Ψ_{blaar} .

Basale Ψ_{blaar} is gevolglik in Desember 2018 (3-7 Desember) en Maart 2019 (25-29 Maart) tussen 21:00 en 24:00 gemeet met 'n Scholander-drukkamer. Drie blare is per boom gebruik en onmiddellik ná afsnyding gemeet, na aanleiding van die metodes van Besson *et al.* (2014); McCutchan en Shackel (1992); en Merchant *et al.* (2006). Blare is op 2-3 meterhoogte versamel. Die blaar is binne die drukkamer geplaas met die gesnyde blaarsteel na buite en 'n lugdigte seël is met 'n rubberdrukband gevorm (Scholander *et al.*, 1965). Soos die drukking binne die kamer verhoog is terwyl saamgeperste lug dit binnevoer, het die sap in die blaar na die oppervlak gevloei waar dit geborrel en oorgeloop het. Sodra die vloeistof die oppervlak van die blaarsteel benat het, is die drukkingmeting (in Pascal en later omgeskakel na MPa) stopgesit en die meting geneem.

3.4 Prolieinhoud

Die ninhidrien-gebaseerde metode van Carillo *et al.* (2011) is gebruik om plantmateriaal te onttrek en vrye prolieinhoud in *Q. robur*-blare van elke boom vas te stel. Onttrekking is volgens 'n koue onttrekkingsmetode uitgevoer deur 50 mg vars plantmateriaal te voeg by 1 mL etanol:water (40:60 v/v) [volume/volume] wat dan oornag het teen 4 °C. Die mengsel is vir vyf minute teen 14 000 rpm uitgeswaai (in 'n sentrifuge) en teen -20 °C vir die duur van die eksperiment gestoor. Die reaksiemengsel is voorberei met ninhidrien 1% (g/v) [gewig/volume] in asynsuur 60% (v/v), en etanol 20% (v/v).

Eers is 100 μL reaksiemengsel na afsonderlike Eppendorf-buisies oorgedra. Daarna is 50 μL etanoliese ekstrak saam met 50 μL proliestandaarde van 1 – 0.4 – 0.2 – 0.04 mM in 70:30 etanol:water (v/v) by elke buis gevoeg. Die buisies is verseël, gemeng en teen 95 °C vir 20 min in 'n blokverwarmer verhit. Die buisies is teen kamertemperatuur verkoel en vir een minuut teen 2500 rpm uitgeswaai. 100 μL van die mengsel is vir meting oorgedra na 'n mikroplaatput en teen 520 nm gelees met 'n ELISA-mikroplaatleser.

3.5 Chlorofil a-fluoresensie

Chlorofilinhoud is in Desember 2018 gemeet met behulp van 'n Chlorophyll Content Meter (CCM-200; Opti-Sciences, Inc., 2005). Drie blare is per boom gebruik vir metings met drie herhalings per blaar; waardes is as 'n chlorofilinhoudsindeks ("chlorophyll content index", CCI) aangeteken, na aanleiding van die metodes gebruik deur Khaleghi *et al.* (2012) en Prsa *et al.* (2007).

Chlorofil a-fluoresensiemetings is met 'n M-PEA- (Multi-Function Plant Efficiency Analyzer)-chlorofilfluorimeter (Hansatech Instruments, King's Lynn, Norfolk, VK) geneem in Desember 2018 (3-7 Desember) en Maart 2019 (25-29 Maart). Fluoresensiemetings is aangeteken ná verligting met 'n rooi aktienlig ($3000 \mu\text{mol fotone m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) – drie verliggende diodes verlig met 'n fokuskol van 5 mm in diameter en 12-bisresolusie vir 1 s. (Hansatech Instruments, King's Lynn, Norfolk, VK).

Drie blare is per boom versamel en vir 1 uur donkeraangepas voor metings – twee tot vier blare word tipies per plant gemeet om fluoressensie vas te stel (Gielen *et al.*, 2006; Perez-Priego *et al.*, 2005). Drie herhalings is per blaar uitgevoer; dus is nege metings per boom geneem. Die M-PEA meet gelyktydig verskeie parameters; die klem vir hierdie studie was PI_{TOTAAL} en F_w/F_m . Die M-PEA Plus V1.10-sagteware is gebruik vir parameterberekeninge. Die PI_{TOTAAL} -parameter is gegrond op die prestasie-indeks van FSII en alle gedeeltelike parameters (Redillas *et al.*, 2011; Samborska *et al.*, 2019). Die PI_{TOTAAL} is die potensieel bewaarde energie vanaf fotone deur FSII opgeneem wat beweeg na die reduksiestroom van FSI-eindontvangers (Pollastrini *et al.*, 2014).

PI_{TOTAAL} is 'n biofisieke parameter wat afgelei is van fluoressensieparameters (Strasser *et al.*, 2010). Soos Krüger *et al.* (2017) en Strasser *et al.* (2000) aandui, is PI_{TOTAAL} soos volg bereken:

$$PI_{\text{TOTAAL}} = \frac{Y_{RC}}{1 - Y_{RC}} + \frac{\phi_{Po}}{1 - \phi_{Po}} + \frac{\psi_{Eo}}{1 - \psi_{Eo}} + \frac{\delta_{Ro}}{1 - \delta_{Ro}}$$

Waar:

Y_{RC} die breukdeel chlorofil in die reaksiesentrum (Chl_{RC}) per totaal aanwesige chlorofil is ($Chl_{RC} / Chl_{\text{Antenna}}$);

ϕ_{Po} die maksimum kwantumopbrengs van primêre fotochemie is;

ψ_{Eo} die effektiwiteit is waarmee 'n vasgevangde eksiton 'n elektroon verder as Q_A^- die vervoerketting binne kan beweeg;

δ_{Ro} die effektiwiteit van elektroonoordrag vanaf 'n verminderde plastokwinoon na die FSI-eindelektroonontvangers is (Krüger *et al.*, 2017).

F_w/F_m is die parameter wat die maksimum kwantumopbrengs FSII beskryf (Zhori *et al.*, 2015). F_w/F_m word soos volg bereken:

$$\frac{F_w}{F_m} = \frac{(F_m - F_o)}{F_m}$$

Waar:

F_w die wisselende fluoressensie is;

F_m die maksimum fluoressensie is;

F_o die minimum fluoressensie is sodra verligting plaasvind (Zhori *et al.*, 2015).

3.6 Voedingstof-/elementalanalise

Voedingstofanalise is volgens die EPA 30 51 A-metode van blare uitgevoer. Blare is 2-3 meter hoog bo die grond bedags op 10 November 2020 versamel en, sodat daar nie chemiese afbreking voor analise plaasvind nie [43,44], snelbevries vir vervoer na laboratoriumanalise. Totaal 200 mg plantmateriaal is geweeg en op 'n Teflon-buis geplaas, waarna 3 ml 32% hidrochlorsuur (HCl) en 9 ml 65% salpetersuur (HNO₃) bygevoeg is. Die buis se deksel is opgesit en die buis in 'n mikrogolf-verteringstelsel (Milestone, Ethos UP, Maxi 44) vir 20 minute gesit om 1800 MW en 200 °C te bereik en vir 15 minute behou te word. Die monster is verkoel en tot 'n eindvolume van 50 ml gevul en geanaliseer op 'n ICP-MS (Agilent 7500-reeks), met CRC- (Collision Reaction Cell)-apparaat gepas om steuring uit te skakel. Monsters is met behulp van 'n Micromist-newelspuit bygebring, wat matrikssteuring verminder en 'n meer stewige plasma gee as 'n standaard-kwartssproeikamer. Die instrument is met 'n oplossing wat Li, Y, Ce en Tl (1 dpb) bevat, geoptimaliseer vir standaard- oksiedlae- / lae steuringsvlakke ($\leq 1.5\%$) terwyl hoë sensitiviteit oor die massareeks heen behou is. Met die oog op kwantitatiewe resultate is yking uitgevoer met ULTRASPEC®-gewaarmerk pasgemaak gemengde multi-element- stokoplossing (De Bruyn Spectroscopic Solutions, South Africa) wat al die elemente van belang bevat.

3.7 Statistiese ontledings

Alle statistiese ontledings is met behulp van die statistiese programmeringstaal R (weergawe 3.6.0) uitgevoer. Die normaliteit van elke onderskeie gemete parameter is bereken volgens die Shapiro-Wilk-toets vir normaliteit met die Shapiro-funksie van die R-grondslagfunksies. Normaliteit is vir p -waardes > 0.05 oorweeg. Die meeste parameterwaardes was nie normaal versprei nie ($p < 0.05$) en nie-parametriese toetse is daarom daarna oorweeg. Beduidenis tussen

twee onafhanklike groepe is aan die hand van die Mann-Whitney U-toets bereken met die wilcox-test-funksie. Beduidenis tussen meer as twee onafhanklike groepe is volgens die Kruskal-Wallis H-toets met die kruskal toets-funksie bereken. Beduidende resultate is vir p -waardes < 0.05 herken. Beduidenis is tussen die groepe bereken vir die volgende onafhanklike veranderlikes: onderskeie bome, groepe en proefjare. Alle grafieke ter illustrasie van beskrywende statisties is opgetrek met behulp van die ggplot-funksie in die ggplot2-pakket (weergawe 3.3.2).

Korrelasie tussen die Roloff-indeks, boomrisiko, PI_{TOTAAL} , persentasie grondbedekking en Ψ_{blaar} (Desember 2018 en Maart 2019) is bereken met Spearman se korrelasie-analise uitgevoer in R (weergawe 3.6.0) deur die Hmisc-pakket en die rcorr-funksie te benut. Sterk korrelasie is vir absolute R-waardes ≥ 0.6 oorweeg en beduidende korrelasies vir p -waarde < 0.05 .

HOOFSTUK 4: RESULTATE

4.1 Inleiding

Bome in stedelike omgewings lewer onontbeerlike dienste aan die stad en inwoners (Edmondson *et al.*, 2016; Fan *et al.*, 2015; Livesley *et al.* 2016; Nowak *et al.*, 2006). Hierdie bome kan stedelike hitte-eilandeffekte verminder, verkoel deur middel van transpirasie, sekwestreer koolstofdioksied en bestuur die afloop van stormwater (Livesley *et al.*, 2016). Talle stadsbome is egter aan stresfaktore onderhewig wat hul gesondheid en vitaliteit verswak, byvoorbeeld grondbedekking wat watertekort veroorsaak, verdigting van grond, ongunstige grondeienskappe en beperkte grondmikrobes (Berland *et al.*, 2017; Scalenghe & Ajmone Marsan, 2009; Sepúlveda & Johnstone, 2018). Die vitaliteit van bome in die Potchefstroomse Eikelaan neem al jare af, maar die presiese oorsaak hiervan is nog nie vasgestel nie. Die mees onlangse (ongepubliseerde) studie van die bome se vitaliteit is in 2007 uitgevoer. Die huidige studie het die visuele boomtakserings en ekofisiologiese lesings soos blaarwaterpotensiaal, chlorofil *a*-fluoressensie, proliefinhoud en voedingstofanalise vasgestel.

4.2 Boomkeuse en visuele boomtaksering

Ná die keuse van bome is visuele takserings uitgevoer ten einde die visuele gesondheidstand van die bome te bepaal. Bome is eers individueel vergelyk; en daarna gegroepeer en volgens onderliggende grondbedekking onder bome vergelyk. Tabel 4-1 bevat data vanuit die visuele skadetaksering wat ingesamel is volgens die metode van Adesoye en Dondofema (2021). Die teenwoordigheid van oppervlakwortels, wortelsuiers en bedekte wortelkraag is ook aangeteken.

Tabel 4-1: Aanvanklike data vanuit taksering van visuele boomskaade van al vyftig bome.

		Skade				Aanwesigheid op boom (Aanwesig)		
Boom	Boom-naam	Boom-wortel	Boom-stam	Boom-tak	Gebladerte	Oppervlak-wortel	Wortel-suier	Bedekte wortelkraag
1	1A	0	1	1	0			
2	1B	0	0	2	0			
3	1C	0	1	2	1			
4	1D	0	2	2	2			
5	1E	0	1	2	2		X	
6	2A	0	2	2	2			X
7	2B	1	2	1	1		X	X
8	2C	0	2	1	1			X
9	3A	0	2	1	1	X		
10	3B	0	2	1	0			
11	3C	2	1	2	1	X	X	
12	4A	2	2	2	2	X		
13	4B	0	0	1	1			X
14	4C	0	2	2	1			
15	4D	1	1	2	1			X
16	4E	1	0	2	2	X	X	X
17	4F	1	1	1	0		X	
18	5A	1	0	1	0		X	
19	5B	0	2	2	2			
20	5C	0	0	0	0			
21	6A	1	1	2	1	X		
22	6B	2	1	2	2	X		
23	6C	0	1	2	2			X
24	7A	0	1	2	0	X	X	
25	7B	1	2	2	0	X		X
26	7C	0	2	2	2			
27	7D	0	2	2	2			
28	8A	1	0	2	1			X
29	8B	2	1	2	1	X		
30	8C	0	2	2	1		X	
31	8D	0	0	1	0	X		X
32	8E	0	1	2	1		X	
33	9A	2	1	2	1	X		X
34	9B	0	2	2	1			X
35	9C	1	1	2	2	X		
36	9D	1	0	2	2	X		X
37	9E	0	1	2	0			X
38	10A	0	2	1	0		X	
39	10B	0	2	2	2			
40	10C	0	0	1	0			
41	11A	0	1	1	2		X	
42	11B	1	0	1	0	X	X	
43	11C	0	0	1	0	X		

44	12A	0	0	1	0			
45	12B	0	0	2	1			
46	12C	1	1	2	0	X	X	
47	12D	1	1	1	0	X		
48	13A	0	1	2	1			
49	13B	0	2	2	0			
50	13C	1	0	1	0			

Skaal: 0 – geen skade, 1 – gematigde skade, 2 – erge skade.

Dit blyk uit Tabel 4-1 dat boomskade in wisselende mate op verskillende plekke op bome waargeneem is. Geen statistiese verskille ($p > 0.05$) is tussen individuele bome gevind nie. Bome 11B, 11C, 12C en 12D het betreklik lae mates skade aan boomwortelstelsel, -stam, -tak en gebladerte getoon ten spyte van die aanwesigheid van 'n oppervlakwortel. Hierteenoor het boom 4A 'n baie hoë mate van skade aan al vier seksies getoon. Wortelsuiers op bome 4F en 5A het egter geen direkte effek op die mate van skade gehad nie, terwyl die teendeel weer vir boom 8C geld. Die aanwesigheid van 'n bedekte wortelkraag het nie gekorreleer met 'n groter mate skade op alle bome nie. By boom 2A was 'n bedekte wortelkraag teenwoordig, met 'n skadeskaalwaarde van 2 vir boomstam, -tak en gebladerte. Bome 7C en 7D het egter ook 'n skadewaarde van twee vir stam, tak en gebladerte gehad, maar sonder wortelkraag. Geen tendens is dus waargeneem vir die aan- of afwesigheid van oppervlakwortels, wortelsuiers of bedekte wortelkrae by individuele bome nie.

Aangesien geen tendense by individuele bome waargeneem is nie, is statistiek uitgevoer vir die mate skade aan bome gegroepeer volgens gemiddelde % grondbedekking (Ondeurdringbare oppervlak, Klipgruis, Tuin/grasperk en Verwysing). Die enigste statistiese beduidende verskil was tussen die Ondeurdringbare oppervlak- en die Tuin-/grasperkgroep wat betref skade aan boomtakke ($p = 0.0013$). Geen beduidende verskil is by die ander skadekenmerke gevind tussen groepe nie ($p > 0.05$). Die aan-/afwesigheid van oppervlakwortels, wortelsuiers of bedekte wortelkrae is nie gegroepeer nie, aangesien gemiddeldes nie bereken kon word nie.

Tabel 4-2 vertoon die data van boomvitaliteit wat deur Callow *et al.* (2018) se metode ingesamel is. Dit gee kroongrootte, kroondigtheid en die epikormiese groei van bome weer.

Tabel 4-2: Tabel toon boomvitaliteit volgens methode van Callow *et al.* (2018). Tabel sluit al vyftig bome in.

Boom	Boomnaam	Kroongrootte	Kroondigtheid	Epikormiese groei
1	1A	4	4	3
2	1B	4	4	4
3	1C	3	3	2
4	1D	2	2	1
5	1E	3	3	1
6	2A	2	2	1
7	2B	4	3	2
8	2C	4	3	3
9	3A	4	4	2
10	3B	5	5	3
11	3C	3	3	2
12	4A	1	1	1
13	4B	4	3	2
14	4C	4	4	2
15	4D	4	4	3
16	4E	4	4	3
17	4F	4	4	3
18	5A	4	4	2
19	5B	2	2	2
20	5C	4	5	3
21	6A	4	3	2
22	6B	1	1	2
23	6C	1	1	2
24	7A	4	4	3
25	7B	3	3	2
26	7C	2	2	1
27	7D	1	1	1
28	8A	3	3	3
29	8B	4	4	3
30	8C	3	2	2
31	8D	5	5	4
32	8E	2	2	2
33	9A	3	3	2
34	9B	2	2	3
35	9C	3	3	2
36	9D	3	3	3
37	9E	4	4	3

38	10A	4	4	2
39	10B	4	3	2
40	10C	5	5	3
41	11A	4	4	3
42	11B	4	4	3
43	11C	5	4	3
44	12A	4	5	2
45	12B	4	4	3
46	12C	4	4	2
47	12D	4	4	3
48	13A	4	4	3
49	13B	4	4	3
50	13C	5	5	3

Skaal: Kroongrootte (1-5, klein tot groot), kroondigtheid (1-5, yl tot dig) en kroon- epikormiese groei (1-5, min tot volop).

Tabel 4-2 toon dat afwisselende kroongrootte en -digtheid by bome waargeneem is. Verskillende mates epikormiese groei is ook op individuele bome waargeneem. Daar kon nie tendense in hierdie data vasgestel word nie, aangesien kroongrootte in die loop van tyd kan verskil weens boomouderdom en die mate skade op bome. Die bome met die grootste mate epikormiese groei was bome 1B en 8D. Volgens Tabel 4-1 het hierdie twee bome nie 'n groter mate skade getoon nie. Uit Tabel 4-1 blyk ook die groot mates skade by bome 7C en 7D, terwyl dit uit Tabel 4-2 duidelik is dat hierdie bome maar 'n klein mate epikormiese groei het. Gevolglik kan epikormiese groei nie direk aan skade op bome gekoppel word nie.

Aangesien geen tendense by individuele bome waarneembaar was nie, is statistiek uitgevoer vir boomvitaliteit van bome, gegroepeer volgens gemiddelde vitaliteitswaarde (Ondeurdringbare oppervlak, Klipgruis, Tuin/grasperk en Verwysing). 'n Beduidende verskil in Kroongrootte is tussen die Ondeurdringbare oppervlak- en die Tuin-/grasperk-groepe ($p = 0.0053$) en tussen die Ondeurdringbare oppervlak- en die Verwysingsgroepe ($p = 0.0356$) gevind. Daar is ook 'n beduidende verskil gevind in Kroondigtheid tussen die Ondeurdringbare oppervlakgroep en die Tuin-/grasperkgroep ($p = 0.0018$) en tussen die Ondeurdringbare oppervlak- en die Verwysingsgroep ($p = 0.0239$). Geen statisties beduidende verskille is verder waargeneem nie ($p > 0.05$).

Naas bogenoemde vitaliteitmetings is die metode van Roloff, soos beskryf deur Skiadaresis *et al.* (2019), ook gevolg, waarvan die bevindinge in Tabel 4-3 verskaf word.

Tabel 4-3: Boom- visuele takserings van individuele bome volgens die metode van Roloff.

Boom	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Boom-naam	1A	1B	1C	1D	1E	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	4D	4E	4F	5A	5B	5C
Roloff-Indeks	2	1	2	3	3	3	2	2	1	0	2	3	1	1	0	0	0	0	3	0
Boom	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40
Boom-naam	6A	6B	6C	7A	7B	7C	7D	8A	8B	8C	8D	8E	9A	9B	9C	9D	9E	10A	10B	10C
Roloff-Indeks	1	3	3	0	1	3	3	2	1	3	0	2	2	2	2	3	0	0	2	0
Boom	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50										
Boom-naam	11A	11B	11C	12A	12B	12C	12D	13A	13B	13C										
Roloff-Indeks	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0										

Skaal: 0: Lewenskragtig, 1: Verswak, 2: Beskadig, 3: Erg beskadig

Dit is duidelik vanuit Tabel 4-3 dat 'n daar 'n afwisselende mate van afsterwe volgens die Roloff-indeks by bome gaande is. Dieselfde aantal bome (elf) het 'n mate van 2 (Beskadig) as 3 (Erg beskadig) getoon. Die Roloff-taksering weerspieël skade aan die boom in sy geheel. Bome is gegroepeer en bevindinge word in Figuur 4-1a verskaf.

Die risiko dat bome meganiese verbrotting kan ondergaan en skade aan stedelike infrastruktuur en/of inwoners kan berokken, is volgens die metode van Adesoye en Dondofema (2021) bereken. Die resultate word in Tabel 4-4 uiteengesit.

Tabel 4-4: Risiko van individuele bome wat betref verbrokkelingspotensiaal, grootte van die aangetaste gedeelte, teikenwaarde en totale waarde uit 12.

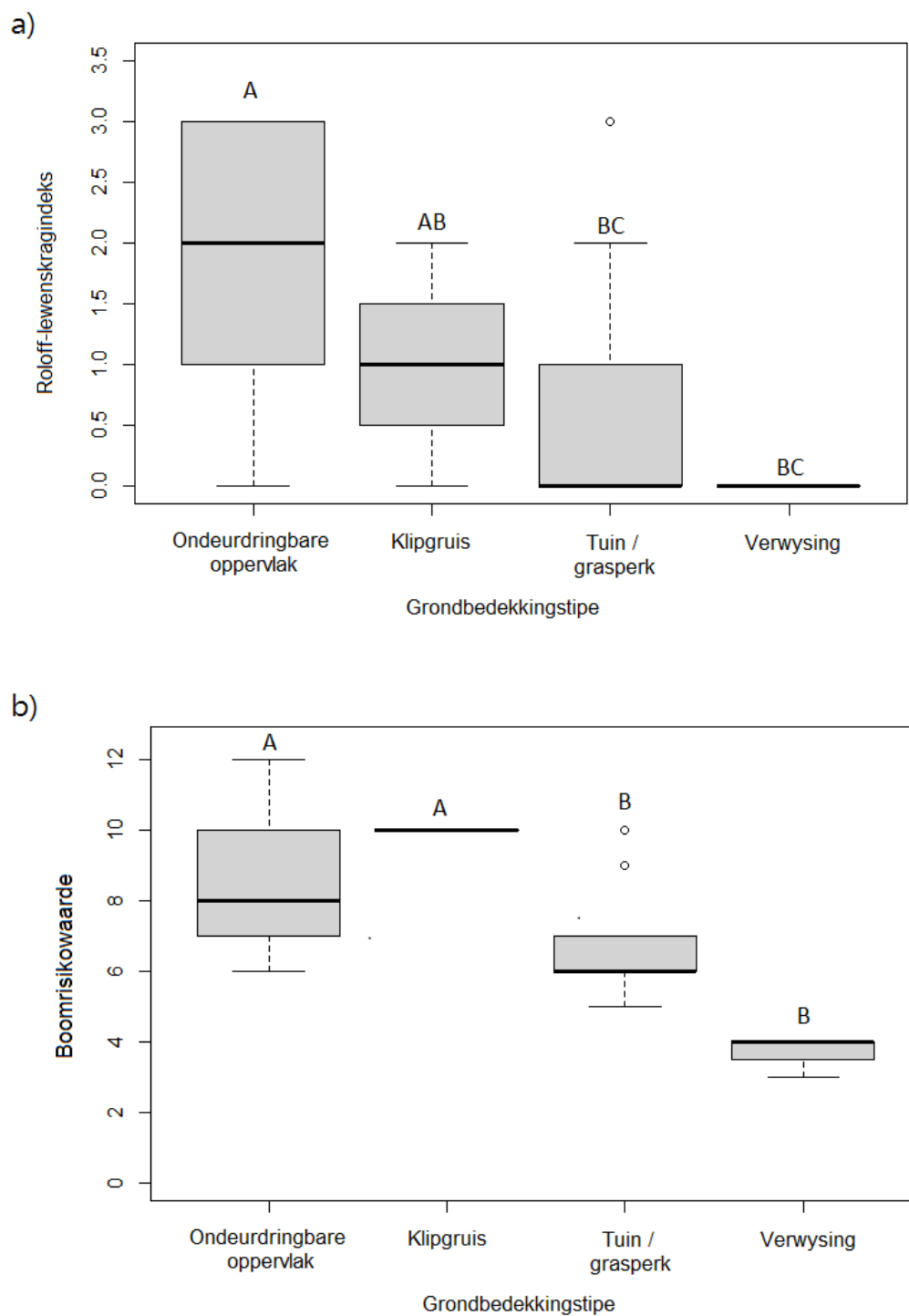
Boom	Boomnaam	Verbrokkelings- potensiaal	Grootte van die aangetaste gedeelte	Teikenwaarde	Totaal/12
1	1A	1	1	4	6
2	1B	1	2	4	7
3	1C	2	2	4	8
4	1D	3	3	4	10
5	1E	3	3	4	10
6	2A	3	2	4	9
7	2B	2	2	4	8
8	2C	2	2	4	8
9	3A	3	3	4	10
10	3B	3	3	4	10
11	3C	3	3	4	10
12	4A	4	4	4	12
13	4B	1	1	4	6
14	4C	3	4	4	11
15	4D	1	1	4	6
16	4E	2	2	4	8
17	4F	2	1	4	7
18	5A	2	1	4	7
19	5B	3	3	4	10
20	5C	1	1	4	6
21	6A	2	2	4	8
22	6B	2	1	4	7
23	6C	2	2	4	8
24	7A	2	1	4	7
25	7B	2	2	4	8
26	7C	3	3	4	10
27	7D	4	4	4	12
28	8A	2	2	4	8
29	8B	2	2	4	8
30	8C	4	4	4	12
31	8D	1	1	4	6
32	8E	2	2	4	8
33	9A	3	3	4	10
34	9B	3	2	4	9
35	9C	3	2	4	9
36	9D	3	3	4	10

37	9E	2	1	4	7
38	10A	3	2	4	9
39	10B	3	3	4	10
40	10C	1	1	4	6
41	11A	1	1	3	5
42	11B	1	1	3	5
43	11C	1	1	3	5
44	12A	1	1	4	6
45	12B	1	1	4	6
46	12C	2	1	4	7
47	12D	1	1	4	6
48	13A	1	2	1	4
49	13B	2	1	1	4
50	13C	1	1	1	3

Skaal: verbrotkelingspotensiaal (1 – laag, 2 – gemiddeld, 3 – hoog, 4 – ernstig), grootte van aangetaste gedeelte (1 – <150 mm, 2 – 150 tot 450 mm, 3 – 450 tot 750 mm, 4 – > 750 mm), teikenwaarde volgens gebruiksfrekwensie (1 – sporadiese gebruik, 2 – onderbroke gebruik, 3 – gereelde gebruik, 4 – volgehoue gebruik).

Uit Tabel 4-4 blyk 'n groot mate boomrisiko. Die data in Tabel 4-4 korrespondeer in groot mate met die mate van afsterwe waargeneem by bome 4A, 7D en 8C. 'n Boom wat erg beskadig is, loop dus 'n hoër risiko van meganiese verbrotkeling en gevolglik van skade verrig aan eiendom of inwoners. Aangesien slegs geringe mates epikormiese groei (Tabel 4-2) by bome 4A, 7D en 8C waargeneem is, kan lae boomvitaliteit nie direk met epikormiese groei geskakel word nie.

Bome is in Figuur 4-1b gegroepeer en vergelyk ten opsigte van boomrisiko.



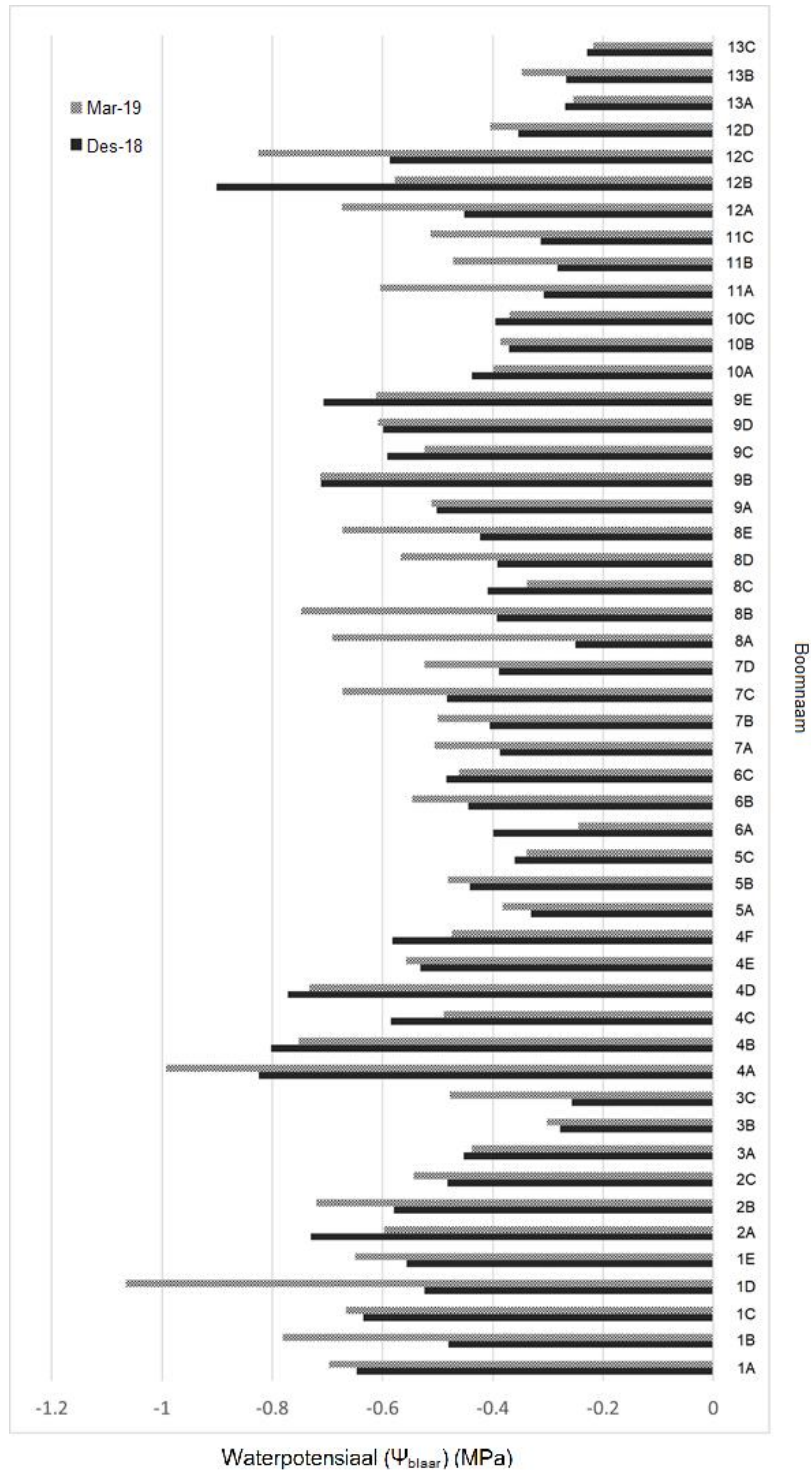
Figuur 4-1: a) Roloff-vitaliteitindeks (0-3) en b) boomrisikowaarde (0-12), bome gegroepeer. Verskillende letters dui op 'n statisties beduidende verskil.

Statistiek toon dat bome in die Ondeurdringbare oppervlaksgrupp 'n beduidend hoër skadeindeks toegeken is as bome in die Tuin-/grasperkgrupp ($p = 0.002$) en in die Verwysingsgrupp ($p = 0.013$) (Figuur 4-1a), wat aandui daardie bome is meer beskadig.

Die Tuin-/grasperkgrupp was 'n beduidend laer risikowaarde toegeken as die Ondeurdringbare oppervlaksgrupp ($p = 0.013$) en die Klipgruisgrupp ($p = 0.01$) (Figuur 4-1b). Voorts het die Verwysingsgrupp ook 'n laer boomrisikowaarde as die Ondeurdringbare oppervlaksgrupp ($p = 0.002$) en die Klipgruisgrupp ($p < 0.000$) gehad (Figuur 4-1b). Dit dui op 'n laer waarskynlikheid dat bome in die Tuin-/grasperkgrupp en die Verwysingsgrupp eiendom of inwoners skade sal berokken.

4.3 Blaarwaterpotensiaal (Ψ_{blaar})

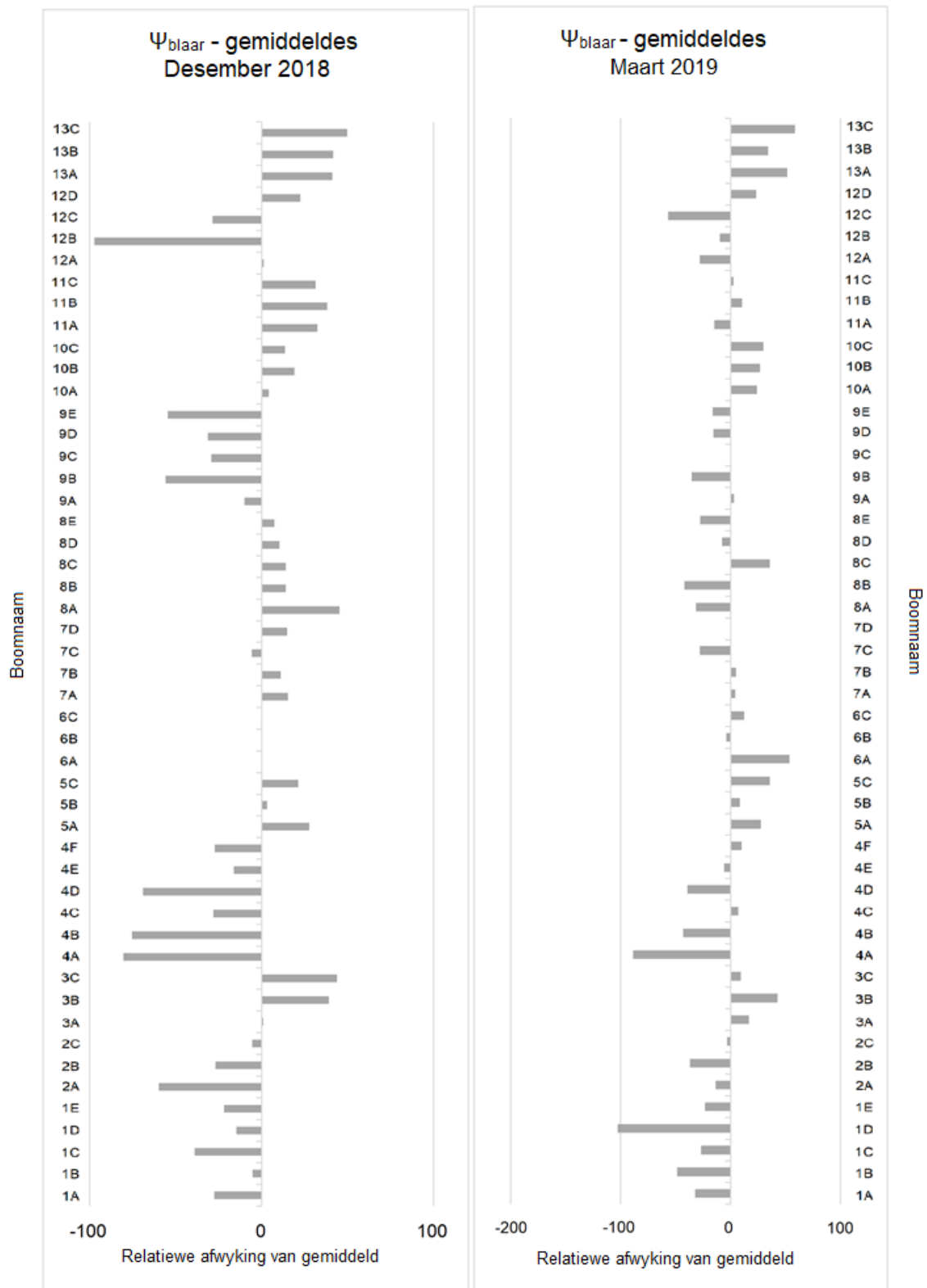
Bome se basale blaarwaterpotensiaal is vasgestel en individuele boomwaardes word in Figuur 4-2 weergegee.



Figuur 4-2: Basale blaarwaterpotensiaal (Ψ_{blaar}) van individuele bome (1-50) soos aangeteken in Desember 2018 en Maart 2019.

Die hoogste gemiddelde Ψ_{PD} in Desember 2018 is as -0.218 MPa aangeteken (Boom 13C) en die laagste as -0.901 MPa (Boom 12B); die hoogste gemiddelde Ψ_{PD} in Maart 2019 was -0.217 MPa (Boom 13C) en die laagste -1.06 MPa (Boom 1D) (Figuur 4-2).

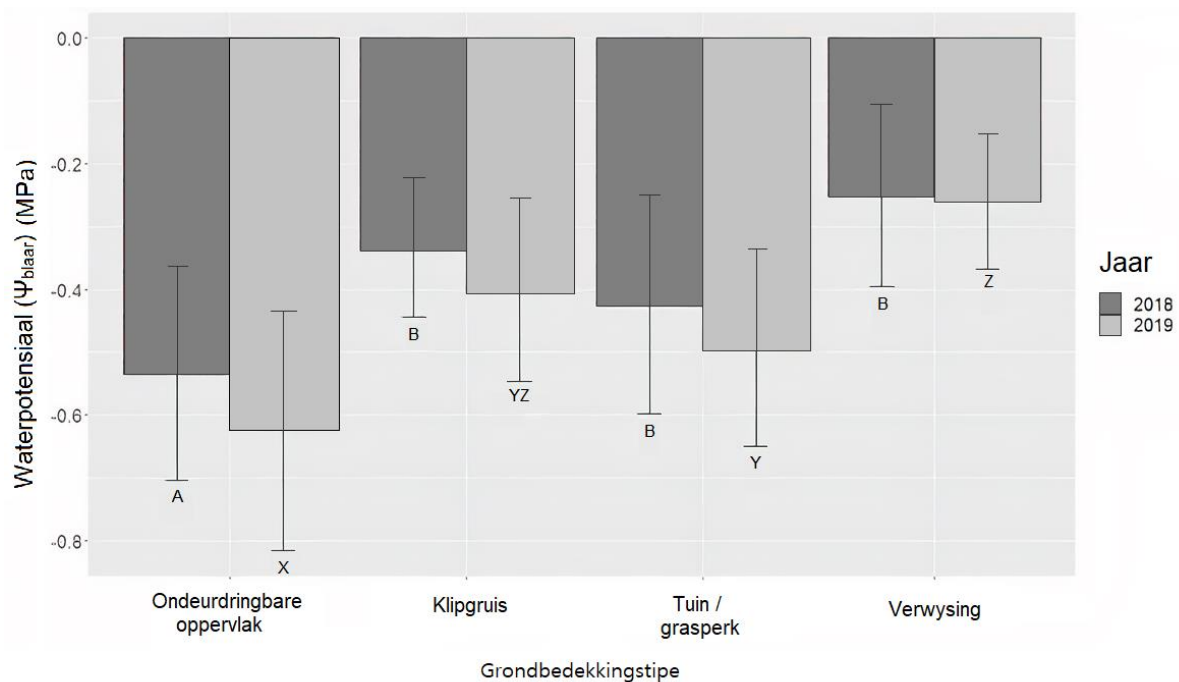
Figuur 4-3 beeld die persentasie afwykings van basale Ψ_{blaar} -waardes vir individuele bome vanaf die algehele gemiddeld van alle bome uit. Die drie Verwysingsbome (13A-13C) se basale Ψ_{blaar} was duidelik ver bo die algehele gemiddeld, wat aandui hul lei nie aan watertekortstres nie, aangesien hul in 'n natuurlike gebied staan. Bome 1D en 12B het duidelik Ψ_{blaar} -waardes ver onder die gemiddeld gehad (Figuur 4-3).



Figuur 4-3: Relatiewe afwyking van basale blaarwaterpotensiaal (Ψ_{blaar}) vir elke boom vanaf die gemiddelde Ψ_{blaar} van alle bome vir elke dataset: a) Desember 2018 en b) Maart 2019.

$$\Delta(\Psi_{\text{blaar}})_{\text{rel}} \% = [(\Psi_{\text{blaar}})_{\text{boom}} - (\Psi_{\text{blaar}})_{\text{gem}}] / (\Psi_{\text{blaar}})_{\text{gem}} \times 100.$$

Nadat dit afsonderlik bestudeer is, is die bome gegroepeer volgens grondbedekking en hierdie data word in Figuur 4-4 uitgebeeld.

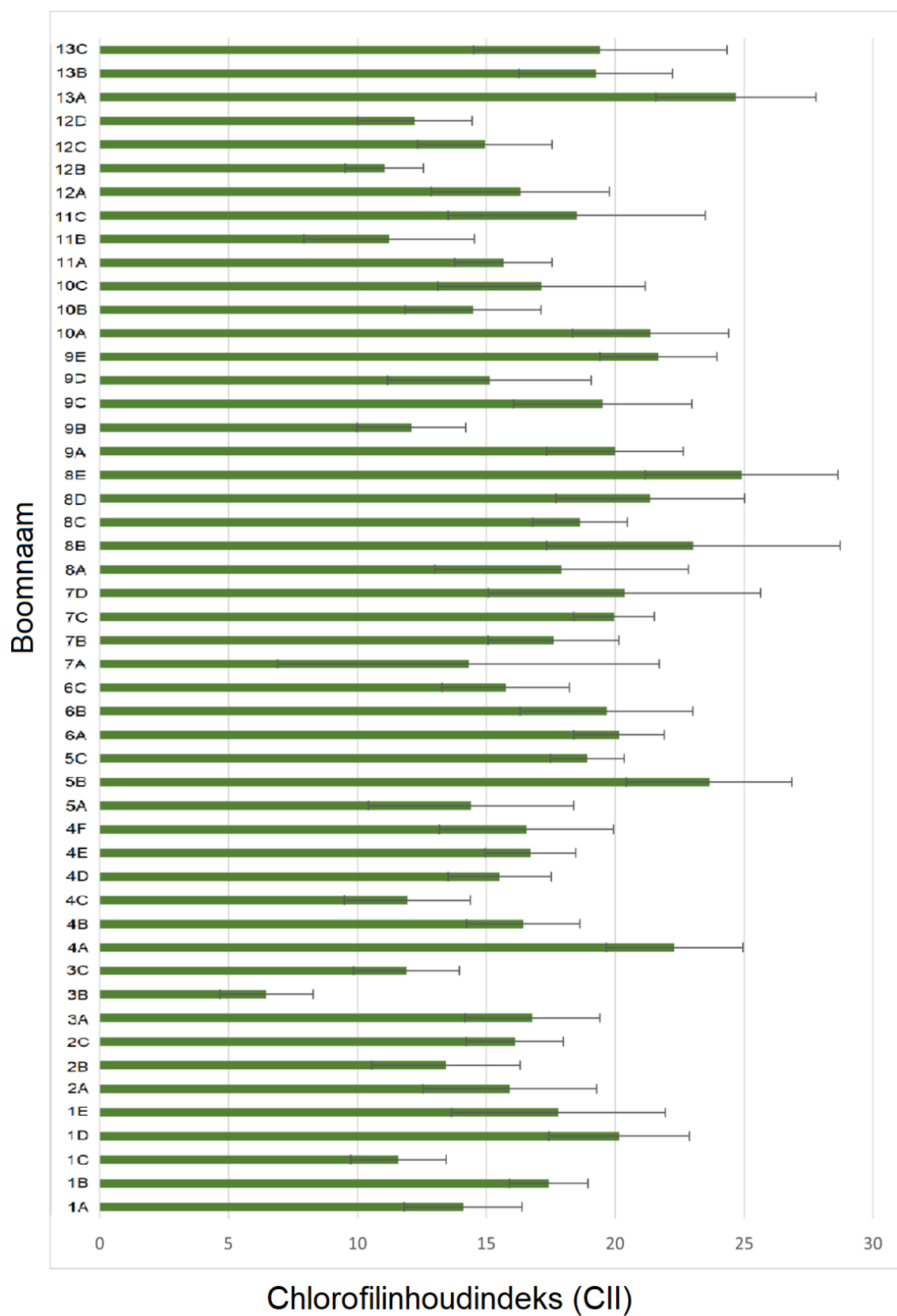


Figuur 4-4: Gemiddelde blaarwaterpotensiaal (Ψ_{blaar}) in MPa vir Desember 2018 en Maart 2019 vir elke grondbedekkingstipe – Ondeurdringbare oppervlak, Klipgruis, Tuin/grasperk, en Verwysing. Verskillende letters gee statisties beduidende verskille ($p < 0.05$) aan vir groepe in Desember 2018 en in Maart 2019.

Die hoogste (mins negatiewe) basale Ψ_{blaar} in Desember 2018 en Maart 2019 is by bome in die verwysingsgroep op 'n plaas langs 'n stroom aangeteken (Figuur 4-4). Die Ondeurdringbare oppervlakgroep het beduidend laer Ψ_{blaar} as al drie die ander groepe ($p > 0.05$) vir Desember 2018 en Maart 2019. Die Ψ_{blaar} het gedaal vir alle groepe in Desember 2018 en Maart 2019. Hierteenoor was daar geen beduidende verskille ($p < 0.05$) tussen die Tuin-/grasperk- en die Klipgruisgroepe nie. Die Tuin-/grasperkgroep het beduidend laer Ψ_{blaar} as die Verwysingsgroep gehad ($p > 0.05$) (Figuur 4-4).

4.4 Chlorofilinhoud en chlorofil a-fluorensensie

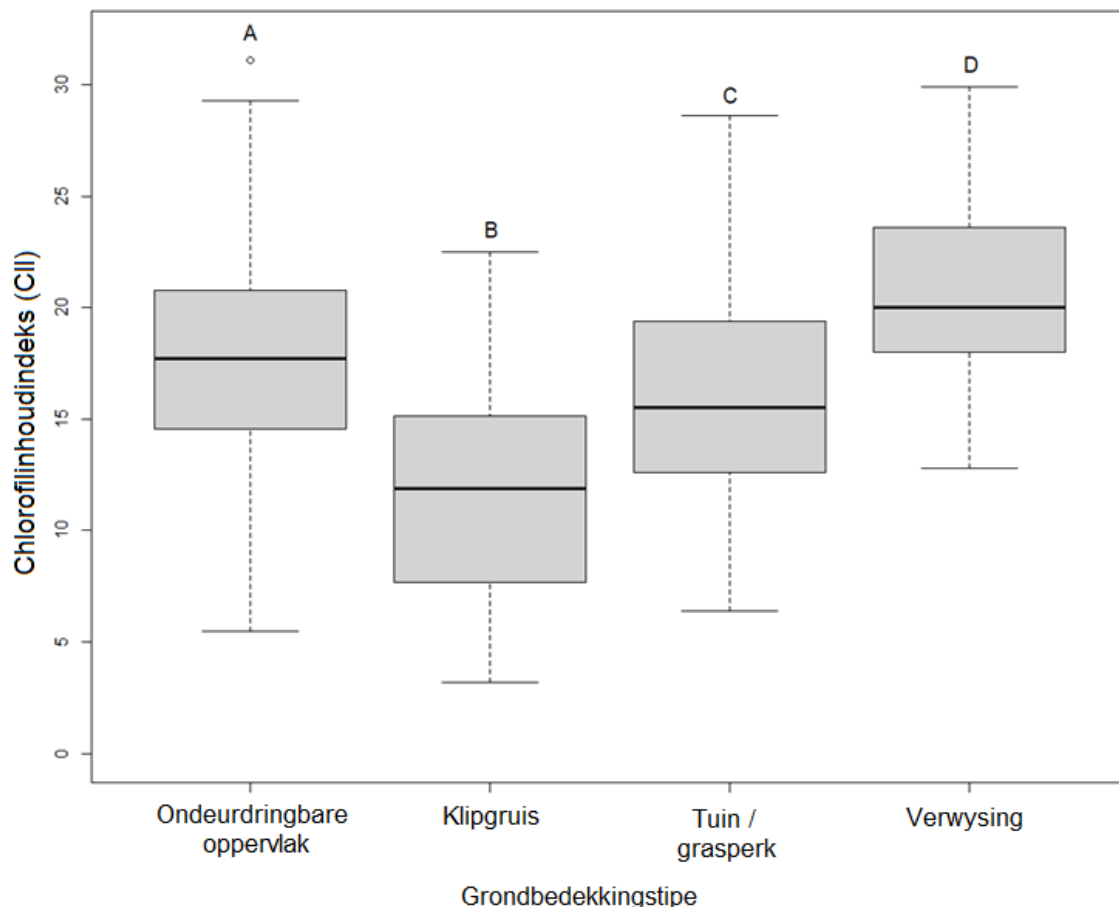
Chlorofilinhoudsindeks (CII) en chlorofilfluorensensie is vasgestel. Data van individuele bome kan in Bylaag B geraadpleeg word; 'n grafiek van CII is saamgestel (Figuur 4-5).



Figuur 4-5: Gemiddelde chlorofiliinhoudsindeks van bome 1-50.

Die laagste CII-meting was van boom 3B (6.47) en die hoogste was van boom 8E (24.91) (Figuur 4-5). Geen tendense is waargeneem nie, aangesien CII deurgaans onreëlmatig was. Let op dat hoë CII aangeteken is vir die drie bome ter verwysing gekies (13A-13C).

Chlorofilinhoudsindeks (CII) is gegroepeer en die resultate word in Figuur 4-6 weergegee.

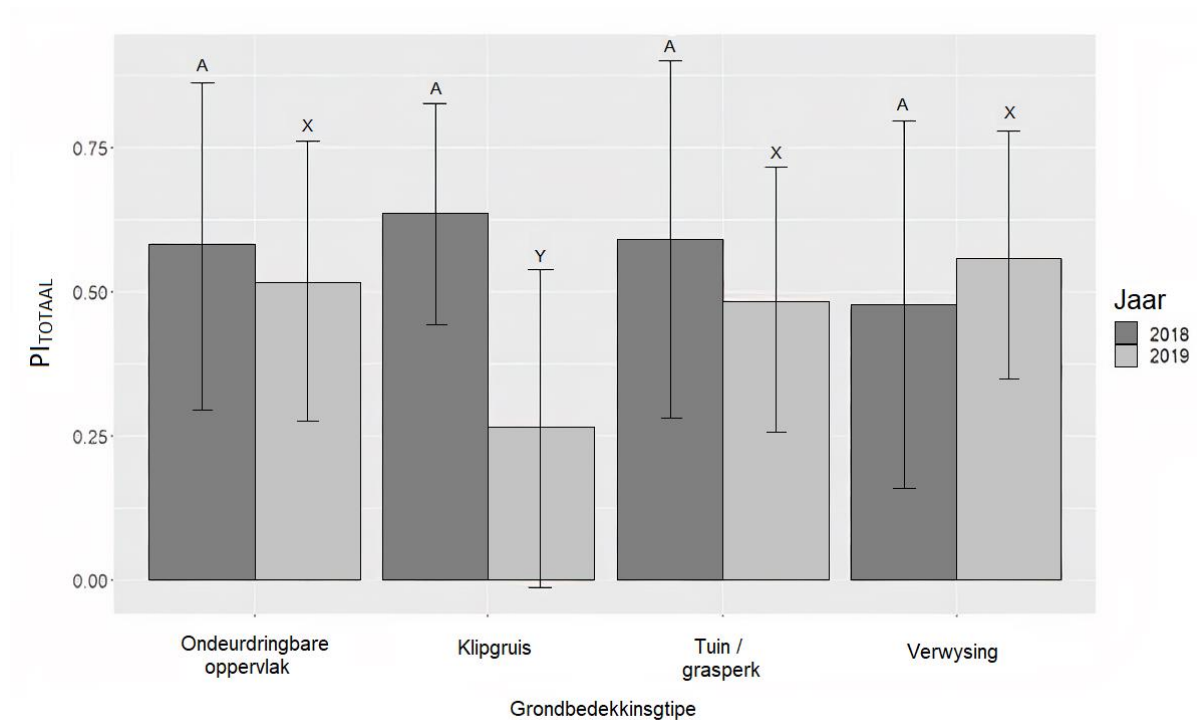


Figuur 4-6: Chlorofilinhoud van bome vir elke tipe grondbedekking – Ondeurdringbare oppervlak, Klipgruis, Tuin/grasperk en Verwysing. Verskillende letters stel statisties beduidende verskille voor ($p < 0.05$).

Die chlorofilinhoud van die groepe verskil duidelik statisties ($p < 0.05$) (Figuur 4-5). Chlorofilinhoud wissel tussen 5 en 50 SPAD-eenhede (Percival *et al.*, 2008). Hoewel die chlorofilinhoud heelwat in elke groep gevarieer het, val dit steeds binne die algemene interval chlorofilinhoudsindeks van eike.

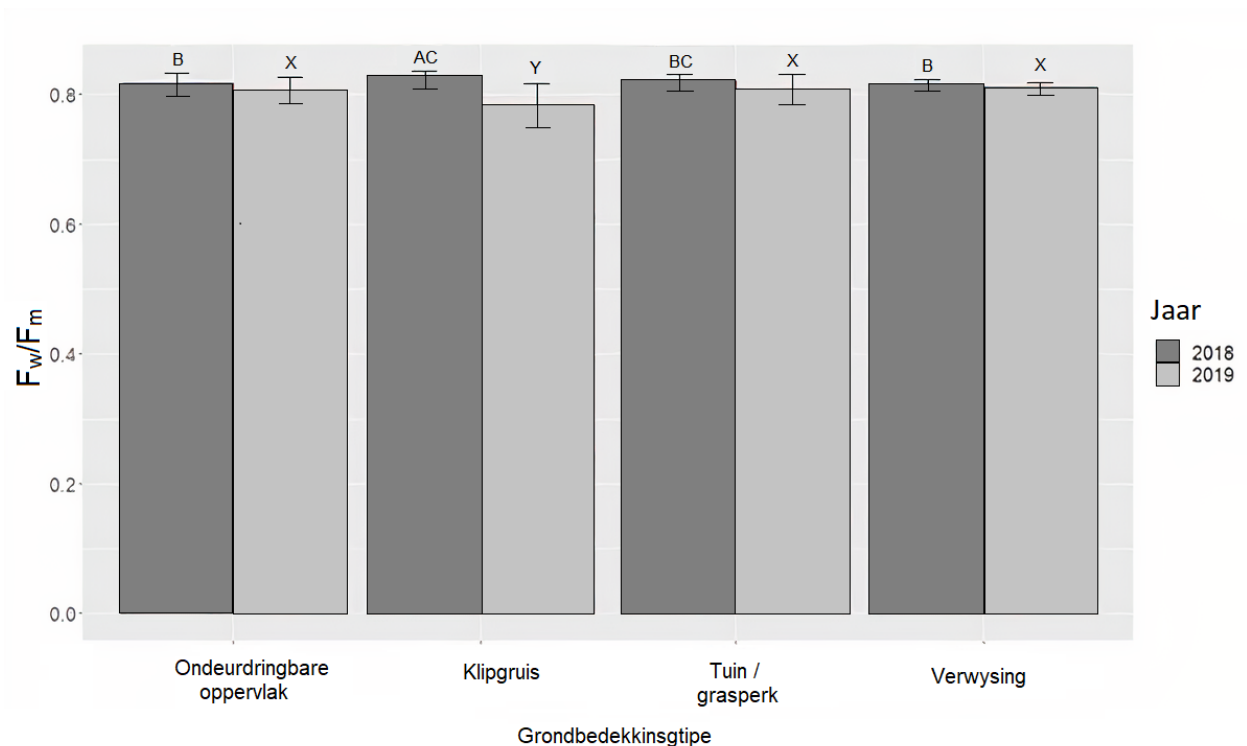
Die gemiddelde PI_{TOTAAL} van elke groep (Ondeurdringbare oppervlak, Klipgruis, Tuin/grasperk en Verwysing) word in Figuur 4-7 uitgebeeld. Die enigste beduidende verskil is tussen die

Klipgruisgroep en die ander drie groepe aangeteken in 2019 (Figuur 4-7), naamlik dat die bome met klipgruis as grondbedekking 'n laer PI_{TOTAAL} as die ander bome gehad het.



Figuur 4-7: Gemiddelde PI_{TOTAAL} -waardes vir Desember 2018 en Maart 2019 vir elke tipe grondbedekking – Ondeurdbare oppervlak; Tuin/grasperk; Klipgruis; en Verwysing. Verskillende letters dui op statisties beduidende verskille ($p < 0.05$) tussen groepe in Desember 2018 en dié in Maart 2019.

Die gemiddelde F_w/F_m van elke groep word in Figuur 4-8 uitgebeeld.



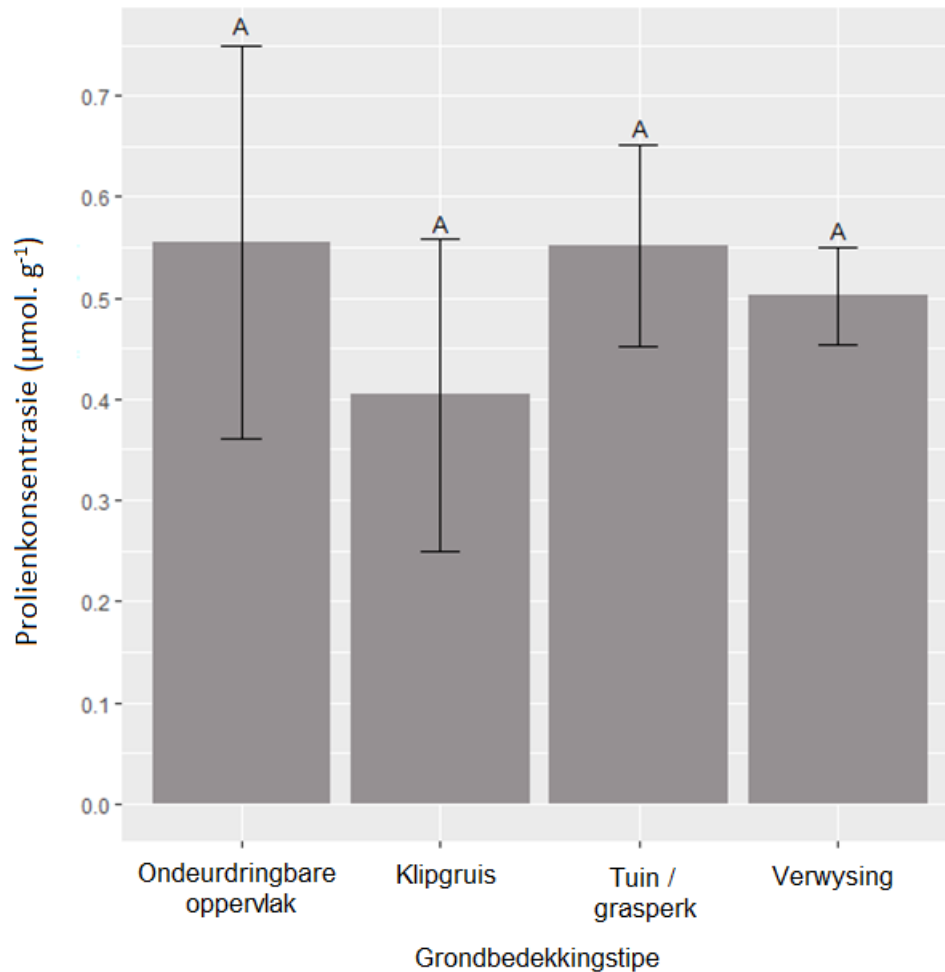
Figuur 4-8: Gemiddelde F_w/F_m -waardes vir Desember 2018 en Maart 2019 vir elke tipe grondbedekking – Ondeurdringbare oppervlak; Tuin/grasperk; Klipgruis; en Verwysing. Verskillende letters gee statisties beduidende verskille aan ($p < 0.05$) tussen groepe in Desember 2018 en in Maart 2019.

Die F_w/F_m was beduidend ($p < 0.05$) laer in die Klipgruisgroep as in die ander drie groepe in sowel 2018 as 2019 (Figuur 4-8). Tipiese F_w/F_m -waardes, as geen stresfaktore by die plant geld nie, is naby aan 0.8 (Cavender-Bares, 2007). Wanneer 'n plant stres ervaar, val F_w/F_m -waardes onder 0.8, wat dit 'n nuttige parameter maak om plantstres te meet (Murchie & Lawson, 2013). Die beduidend laer waarde van bome in die Klipgruisgroep dui op stres in hierdie bome.

4.5 Prolieinhoud

Prolieinhoud is vasgestel en die data vir individuele bome word in Bylaag C verskaf.

Statistiese analise het geen beduidende verskille ten opsigte van prolieinhoud (Figuur 4-9) tussen die gegroepeerde bome getoon nie ($p = 0.418$).



Figuur 4-9: Gemiddelde prolienkonsentrasie ($\mu\text{mol. g}^{-1}$) van elke tipe grondbedekking – Ondeurdringbare oppervlak; Tuin/grasperk; Klipgruis; en Verwysing. Verskillende letters stip statisties beduidende verskille aan ($p < 0.05$).

Plante onder stres gaar tussen $0.5 \mu\text{mol.g}^{-1}$ (geen stres) en $50 \mu\text{mol.g}^{-1}$ (droogtestres) prolien op (Carillo *et al.*, 2011). Dit kan in Figuur 4-9 gesien word dat prolienvlakke in geen van die groepe $1 \mu\text{mol.g}^{-1}$ oorskry het nie en dat die prolienkonsentrasie binne bome in alle groepe eenvormig was (geen beduidende verskille).

4.6 Voedingstof-/elementanalise

Voedingstofanalise is uitgevoer op blaarmonsters van elke boom en geen beduidende ($p > 0.05$) verskille is tussen die individuele bome gevind nie. Die groepe is vergelyk en die bevindinge word in Tabel 4-5 opgesom. Bevindinge word vergelyk met die gemiddelde voedingstofinhoud by talle outeurs, soos in Tabel 2-2 (Hoofstuk 2: Literatuurstudie) opgesom is.

Die mees opvallende bevindinge vanuit die voedingstofanalise sluit die volgende in:

Van die makrovoedingstowwe het die Klipgruisgroep die hoogste kalsiuminhoud van al die groepe getoon, met p -waardes 0.017 (Ondeurdringbare oppervlak), 0.009 (Tuin/grasperk) en 0.013 (Verwysing). Die mediaan van die Klipgruisgroep was 10470 mg.kg^{-1} , dus binne die ideale interval vir plante (sien Tabel 2-2). Die ander Groepe se waardes was laer as dié wat tipies by *Quercus*-spesies aangetref word (onder 8400 mg kg^{-1}) en kan op kalsiumtekort dui.

Die Klipgruisgroep het 'n beduidend hoër magnesiuminhoud as die Tuin-/grasperk- ($p = 0.008$) en die Verwysingsgroep ($p = 0.007$) gehad, met 'n mediaan van 4749. Hoewel dit hoër as die algemeen aanvaarde vlak binne plante is (Tabel 2-2), is dit baie naby aan die gemiddelde magnesiuminhoud by *Quercus*-spesies. Alle groepe het oor voldoende vlakke fosfor beskik (tussen 800 en 2200 mg.kg^{-1}). Hoewel die kalsiumvlakke van al die groepe voldoende was (tussen 4000 en 15000 mg.kg^{-1}), is die gemiddelde vlak kalsium by *Quercus*-spesies, 3642.674 (Tabel 2-2), heelwat laer as die geval by die bome in hierdie studie. Dit kan 'n aanduiding van kalsium toksisiteit wees.

Die ysterinhoud van die Tuin-/grasperkgroep was wel laer as dié van die Ondeurdringbare oppervlak- ($p = 0.004$) en die Klipgruisgroepe ($p = 0.001$) met 'n mediaan van 55.75, maar dit is nogtans 'n aanvaarbare vlak vir plante (Tabel 2-2). Dit is egter laer as die gemiddelde ysterinhoud by *Quercus*-spesies. Bome in die Tuin-/grasperkgroep het beduidend laer mangaanvlakke getoon as in die Ondeurdringbare oppervlaks-groep ($p < 0.000$) en die Klipgruisgroep ($p = 0.031$) met 'n mediaan van 72.77; dit is wel binne die aanvaarbare interval vir plante, maar veel laer as die gemiddelde mangaanvlakke binne *Quercus*-bome (Tabel 2-2). Die mangaanvlakke van die Verwysingsgroep was veel hoër as die Ondeurdringbare oppervlaks-groep ($p = 0.023$) en die Tuin-/grasperkgroep ($p < 0.000$) met 'n mediaan van 635, maar dit is wel binne die normale interval van mangaanvlakke in plante en veel nader aan die gemiddelde vlak binne *Quercus*-bome (Tabel 2-2) en dui dus nie op mangaangiftigheid nie.

Hoewel daar by die Tuin-/grasperkgroep 'n laer nikkelinhoud gevind is (mediaan = 1.973) as by die Ondeurdringbare oppervlaks-groep ($p < 0.000$) en die Klipgruisgroep ($p = 0.041$), val dit steeds binne die aanvaarbare interval nikkelinhoud binne plante sowel as *Quercus*-bome (Tabel 2-2). Sinkinhoud was laer by die Tuin-/grasperkgroep as by die Ondeurdringbare oppervlak- ($p < 0.000$) en die Klipgruisgroep ($p = 0.004$) met 'n mediaan van 143.2 – steeds binne die aanvaarbare interval sink binne plante (Tabel 2.2).

Die vlakke boor, titaan, koper, seleen, stronsium, molibdeen, palladium, tin, platinum, goud, kwik, lood, torium en uraan het nie beduidend tussen die groepe verskil nie ($p > 0.05$).

Tabel 4-5: Opsomming van statistiese bevindinge van verskille in voedingstofwaardes in groepe, met mediaanwaardes asook *p*- en *z*-waardes.

	G1 – G2	G1 – G3	G2 – G3	G1 – R	G2 – R	G3 – R
Berillium	G1: 0.001	G1: 0.001	G2: 0.002	G1: 0.001	G2: 0.002	G3: < 0.000
	G2: 0.002	G3: < 0.000	G3: < 0.000	R: 0.001	R: 0.001	R: 0.001
	<i>z</i> = -1.888	<i>z</i> = 2.548	<i>z</i> = 3.097	<i>z</i> = -1.888	<i>z</i> = 0.000	<i>z</i> = -3.097
	<i>p</i> = 0.059	<i>p</i> = 0.011*	<i>p</i> = 0.002*	<i>p</i> = 0.059	<i>p</i> = 1.000	<i>p</i> = 0.002*
Natrium	G1: 11.57	G1: 11.57	G2: 16.75	G1: 11.57	G2: 16.75	G3: 7.379
	G2: 16.75	G3: 7.379	G3: 7.379	R: 9.546	R: 9.546	R: 9.546
	<i>z</i> = -1.487	<i>z</i> = 2.858	<i>z</i> = 2.878	<i>z</i> = -0.126	<i>z</i> = 1.008	<i>z</i> = -1.593
	<i>p</i> = 0.137	<i>p</i> = 0.004*	<i>p</i> = 0.004*	<i>p</i> = 0.900	<i>p</i> = 0.313	<i>p</i> = 0.111
Magnesium	G1: 2770	G1: 2770	G2: 4749	G1: 2770	G2: 4749	G3: 2135
	G2: 4749	G3: 2135	G3: 2135	R: 1884	R: 1884	R: 1884
	<i>z</i> = -1.729	<i>z</i> = 1.984	<i>z</i> = 2.656	<i>z</i> = 1.94	<i>z</i> = 2.717	<i>z</i> = 0.807
	<i>p</i> = 0.084	<i>p</i> = 0.047*	<i>p</i> = 0.008*	<i>p</i> = 0.052	<i>p</i> = 0.007*	<i>p</i> = 0.4195
Aluminium	G1: 22.72	G1: 22.72	G2: 40.89	G1: 22.72	G2: 40.89	G3: 15.35
	G2: 40.89	G3: 15.35	G3: 15.35	R: 16.96	R: 16.96	R: 16.96
	<i>z</i> = -2.070	<i>z</i> = 2.530	<i>z</i> = 3.240	<i>z</i> = 1.598	<i>z</i> = 2.717	<i>z</i> = 0.203
	<i>p</i> = 0.038*	<i>p</i> = 0.011*	<i>p</i> = 0.001*	<i>p</i> = 0.11	<i>p</i> = 0.007*	<i>p</i> = 0.839
Fosfor	G1: 1117	G1: 1117	G2: 1266	G1: 1117	G2: 1266	G3: 1037
	G2: 1266	G3: 1037	G3: 1037	R: 853.2	R: 853.2	R: 853.2
	<i>z</i> = -1.31	<i>z</i> = 1.116	<i>z</i> = 1.812	<i>z</i> = 2.358	<i>z</i> = 2.717	<i>z</i> = 1.650
	<i>p</i> = 0.190	<i>p</i> = 0.2645	<i>p</i> = 0.07	<i>p</i> = 0.018*	<i>p</i> = 0.007*	<i>p</i> = 0.099
Kalium	G1: 7278	G1: 7278	G2: 10450	G1: 7278	G2: 10450	G3: 9980
	G2: 10450	G3: 9980	G3: 9980	R: 6824	R: 6824	R: 6824
	<i>z</i> = -2.143	<i>z</i> = -3.001	<i>z</i> = 0.475	<i>z</i> = 0.315	<i>z</i> = 1.820	<i>z</i> = 1.845
	<i>p</i> = 0.032*	<i>p</i> = 0.003*	<i>p</i> = 0.635	<i>p</i> = 0.753	<i>p</i> = 0.068	<i>p</i> = 0.065

Kalsium	G1: 6879	G1: 6879	G2: 10470	G1: 6879	G2: 10470	G3: 7107
	G2: 10470	G3: 7107	G3: 7107	R: 5752	R: 5752	R: 5752
	$z = -2.385$	$z = 0.717$	$z = 2.621$	$z = 0.962$	$z = 2.479$	$z = 0.538$
	$p = 0.017^*$	$p = 0.474$	$p = 0.009^*$	$p = 0.336$	$p = 0.013$	$p = 0.590$
Vanadium	G1: 0.443	G1: 0.443	G2: 0.583	G1: 0.443	G2: 0.583	G3: 0.329
	G2: 0.583	G3: 0.329	G3: 0.329	R: 0.183	R: 0.183	R: 0.183
	$z = -0.168$	$z = 2.726$	$z = 1.565$	$z = 3.198$	$z = 2.493$	$z = 1.612$
	$p = 0.866$	$p = 0.006^*$	$p = 0.118$	$p = 0.001^*$	$p = 0.013^*$	$p = 0.107$
Chroom	G1: 1.98	G1: 1.98	G2: 2.323	G1: 1.98	G2: 2.323	G3: 1.456
	G2: 2.323	G3: 1.456	G3: 1.456	R: 1.047	R: 1.047	R: 1.047
	$z = 0.118$	$z = 2.734$	$z = 1.299$	$z = 3.257$	$z = 2.324$	$z = 1.664$
	$p = 0.906$	$p = 0.006^*$	$p = 0.194$	$p = 0.001^*$	$p = 0.020^*$	$p = 0.096$
Mangaan	G1: 127.9	G1: 127.9	G2: 106.4	G1: 127.9	G2: 106.4	G3: 72.77
	G2: 106.4	G3: 72.77	G3: 72.77	R: 635	R: 635	R: 635
	$z = -0.189$	$z = 3.833$	$z =$	$z = -2.269$	$z = -1.540$	$z = -4.119$
	$p = 0.850$	$p < 0.000^*$	2.155747 $p = 0.031^*$	$p = 0.023^*$	$p = 0.124$	$p = 0.000^*$
Yster	G1: 82.36	G1: 82.36	G2: 116.5	G1: 82.36	G2: 116.5	G3: 55.75
	G2: 116.5	G3: 55.75	G3: 55.75	R: 69.62	R: 69.62	R: 69.62
	$z = -1.815$	$z = 2.922$	$z = 3.221$	$z = 1.513$	$z = 2.464$	$z = -0.08$
	$p = 0.07$	$p = 0.004^*$	$p = 0.001^*$	$p = 0.130$	$p = 0.014^*$	$p = 0.937$
Kobalt	G1: 0.139	G1: 0.139	G2: 0.158	G1: 0.139	G2: 0.158	G3: 0.123
	G2: 0.158	G3: 0.123	G3: 0.123	R: 0.120	R: 0.120	R: 0.120
	$z = -1.748$	$z = 1.954$	$z = 2.658$	$z = 0.445$	$z = 1.624$	$z = -0.588$
	$p = 0.080$	$p = 0.051$	$p = 0.008^*$	$p = 0.656$	$p = 0.104$	$p = 0.557$
Nikkel	G1: 2.613	G1: 2.613	G2: 2.366	G1: 2.613	G2: 2.366	G3: 1.973
	G2: 2.366	G3: 1.973	G3: 1.973	R: 2.246	R: 2.246	R: 2.246
	$z = -0.123$	$z = 3.746$	$z = 2.049$	$z = 0.860$	$z = 0.728$	$z = -1.120$
	$p = 0.902$	$p < 0.000^*$	$p = 0.041^*$	$p = 0.39$	$p = 0.467$	$p = 0.263$

Sink	G1: 170 G2: 177.8 $z = -1.195$ $p = 0.232$	G1: 170 G3: 143.2 $z = 3.371$ $p = 0.001^*$	G2: 177.8 G3: 143.2 $z = 2.867$ $p = 0.004^*$	G1: 170 R: 138.4 $z = 2.606$ $p = 0.009^*$	G2: 177.8 R: 138.4 $z = 2.815$ $p = 0.005^*$	G3: 143.2 R: 138.4 $z = 0.721$ $p = 0.471$
Arseen	G1: 0.147 G2: 0.191 $z = -0.776$ $p = 0.438$	G1: 0.147 G3: 0.121 $z = 1.966$ $p = 0.049^*$	G2: 0.191 G3: 0.121 $z = 1.747$ $p = 0.081$	G1: 0.147 R: 0.095 $z = 3.044$ $p = 0.002^*$	G2: 0.191 R: 0.095 $z = 2.829$ $p = 0.005^*$	G3: 0.121 R: 0.095 $z = 1.859$ $p = 0.063$
Rubidium	G1: 15.88 G2: 8.329 $z = 2.408$ $p = 0.016^*$	G1: 15.88 G3: 16.08 $z = 0.080$ $p = 0.936$	G2: 8.329 G3: 16.08 $z = -2.231$ $p = 0.026^*$	G1: 15.88 R: 8.636 $z = 1.916$ $p = 0.055$	G2: 8.329 R: 8.636 $z = -0.364$ $p = 0.716$	G3: 16.08 R: 8.636 $z = 1.767$ $p = 0.077$
Silwer	G1: 0.181 G2: 0.323 $z = -1.962$ $p = 0.05^*$	G1: 0.181 G3: 0.097 $z = 1.872$ $p = 0.061$	G2: 0.323 G3: 0.097 $z = 2.818$ $p = 0.005^*)$	G1: 0.181 R: 0.088 $z = 1.707$ $p = 0.088$	G2: 0.323 R: 0.088 $z = 2.717$ $p = 0.007^*$	G3: 0.097 R: 0.088 $z = 0.645$ $p = 0.519$
Kadmium	G1: 0.012 G2: 0.012 $z = -0.183$ $p = 0.855$	G1: 0.012 G3: 0.006 $z = 2.636$ $p = 0.008^*$	G2: 0.012 G3: 0.006 $z = 1.532$ $p = 0.125$	G1: 0.012 R: 0.008 $z = 1.292$ $p = 0.196$	G2: 0.012 R: 0.008 $z = 1.092$ $p = 0.275$	G3: 0.006 R: 0.008 $z = -0.140$ $p = 0.889$
Antimoon	G1: 0.045 G2: 0.062 $z = -2.154$ $p = 0.031^*$	G1: 0.045 G3: 0.041 $z = 1.704$ $p = 0.088$	G2: 0.062 G3: 0.041 $z = 2.912$ $p = 0.004^*$	G1: 0.045 R: 0.034 $z = 2.876$ $p = 0.004^*$	G2: 0.062 R: 0.034 $z = 3.725$ $p < 0.000^*$	G3: 0.041 R: 0.034 $z = 1.836$ $p = 0.066$
Barium	G1: 11.12 G2: 17.37 $z = -1.850$ $p = 0.064$	G1: 11.12 G3: 10.79 $z = -0.471$ $p = 0.638$	G2: 17.37 G3: 10.79 $z = 1.504$ $p = 0.133$	G1: 11.12 R: 25.33 $z = -2.342$ $p = 0.019^*$	G2: 17.37 R: 25.33 $z = -0.364$ $p = 0.716$	G3: 10.79 R: 25.33 $z = -1.968$ $p = 0.049^*$

Tallium	G1: 0.022	G1: 0.022	G2: 0.009	G1: 0.022	G2: 0.009	G3: 0.009
	G2: 0.009	G3: 0.009	G3: 0.009	R: 0.007	R: 0.007	R: 0.007
	$z = 2.267$	$z = 2.881$	$z = -0.654$	$z = 2.531$	$z = 0.196$	$z = 0.903$
	$p = 0.023^*$	$p = 0.004^*$	$p = 0.513$	$p = 0.011^*$	$p = 0.845$	$p = 0.367$
Bismut	G1: 0.003	G1: 0.003	G2: 0.004	G1: 0.003	G2: 0.004	G3: 0.003
	G2: 0.004	G3: 0.003	G3: 0.003	R: 0.002	R: 0.002	R: 0.002
	$z = -1.538$	$z = -0.845$	$z = 1.016$	$z = 2.168$	$z = 2.745$	$z = 2.483$
	$p = 0.124$	$p = 0.398$	$p = 0.31$	$p = 0.030^*$	$p = 0.006^*$	$p = 0.013^*$

* dui op statisties beduidende verskille ($p > 0.05$).

4.7 Korrelasie-analise

Korrelasie-analise tussen Roloff-indeks, boomrisiko, PI_{TOTAAL} , persentasie grondbedekking en basale Ψ_{blaar} (Desember 2018 en Maart 2019) het geen beduidende bevindinge opgelewer nie ($p > 0.05$). Roloff-vitaliteitsindeks en boomrisikowaarde het spesifiek beduidend ($p < 0.001$) positief gekorreleer ($r = 0.669$). 'n Beduidende ($p < 0.05$) negatiewe korrelasie is tussen Roloff-vitaliteitsindeks en F_w/F_m -waardes vir Maart 2018 gevind.

Die meervariaat- lineêre regressieanalise het getoon dat PI_{TOTAAL} , Ψ_{blaar} en grondbedekking geen beduidende effek op die gemete afsterwewaardes gehad het nie ($p > 0.05$). Die interaksie tussen hierdie onafhanklike veranderlikes was ook onbeduidend ($p > 0.05$), wat aandui óf dat veranderlikes op die lange duur 'n effek uitoefen óf dat 'n eksterne veranderlike die waarneming van afsterwe beïnvloed.

HOOFSTUK 5: BESPREKING

Die Potchefstroomse Eikelaan verkeer onder intense stres – dit is reeds 1980 waargeneem en word sedertdien bestudeer. Die oorsaak van hierdie afsterwe is egter nog nie opgespoor nie en moet dus nog vasgestel word. In 2005 was die algemene openbare opvatting dat die bome aan 'n watertekort gelyk het, wat tot hul afsterwe en uiteindelijke dood sou lei (Gericke *et al.*, 2005). 'n Studie deur Els *et al.* (2007) het egter bevind dat die bome nie aan 'n watertekort lei nie. Albei studies het slegs enkele bome (onderskeidelik 12 en 15) bestudeer. Hierdie studie wou die oorsaak van hierdie bome se afsterwe vasstel op grond van 'n veel groter proefstel (50 bome). Visuele takserings en fisiologiese studies is uitgevoer soos in Hoofstuk 4 uiteengesit. Van die visuele takseringsmetings het beduidende verskille getoon tussen bome volgens grondbedekking gegroepeer. Daarenteen het fisiologiese studies weinig beduidende verskille tussen die groepe uitgewys. Hierdie verskille word hieronder bespreek.

5.1 Visuele takserings van gesondheid

Die grootste skade is by boom 4A waargeneem en die aanwesigheid van 'n oppervlakwortel is ook aangeteken (Tabel 4-1). Daar kan in Tabel 4-2 gesien word dat hierdie boom ook 'n klein kroon en 'n lae kroondigtheid het. Tabel 4-3 toon dat boom 4A 'n Roloff-vitaliteitsindeks van 3 het. Hierdie boom het ook 'n grondige mate van risikopotensiaal getoon (Tabel 4-4), wat aandui dat dit 'n hoë risiko van meganiese verbrokkeling loop wat dus die beskadiging van stedelike eiendom en/of inwoners kan veroorsaak (Adesoye & Dondofema, 2021). Ander bome wat 'n groot mate van skade getoon het, is bome 2A, 5B, 7C en 7D (Tabel 4-1) (sien ook Figuur 3-1 vir ligging van bome); hierdie bome het ook 'n relatief klein kroongrootte en -digtheid (Tabel 4-2). Bome 4B, 5C, 8D, 10C, 11B, 11C, 12A en 13C het baie min skade getoon ('n skadewaarde vir geen, een of twee van die eienskappe). Hierdie bome het ook baie lae Roloff-vitaliteitsindekse (Tabel 4-3) en is dus relatief gesondheid en loop nie 'n tans 'n risiko vir meganiese verbrokkeling nie (Skiadarensis *et al.*, 2019). Hul het gevolglik ook 'n groter vermoë om van omgewingstres te herstel (Pacia *et al.*, 2017). Hierdie bome kan dus herstel, sou genoegsame planne vir bewaring en bestudering spoedig opgestel en ingestel word. In teenstelling met die gangbare veronderstelling is daar geen verband tussen die aanwesigheid van 'n oppervlakwortel, wortelsuiers of 'n bedekte wortelkraag en die mate van afsterwe by bome gevind nie.

Uit Figuur 4-1 (a) en (b) blyk dit dat bome in die Ondeurdbare oppervlakgroep visueel 'n laer vitaliteit as die ander bome toon; hierdie bome het ook meer beskadigde takke as die Tuin-/grasperkgroep ($p = 0.0013$) en 'n hoër Roloff-vitaliteitsindeks as die Tuin-/grasperkgroep

($p = 0.002$) en die Verwysingsgroep ($p = 0.0131$), wat op 'n hoër mate van skade dui. Die taksering van boomrisiko het boonop getoon dat die bome in die Ondeurdringbare oppervlaks-groep 'n hoër risikowaarde as die Tuin-/grasperkgroep ($p = 0.013$) en die Verwysingsgroep ($p = 0.002$) het. Daar is 'n positiewe korrelasie tussen die Roloff-vitaliteitsindeks en die boomrisikowaarde gevind – hoe hoër die Roloff-waarde (groter mate van skade), hoe hoër is die boom se risiko en die waarskynlikheid van meganiese verbrekking en skade aan eiendom.

5.2. Waterpotensiaal

Hoewel boom 1D 'n lae Ψ_{blaar} (-1.066 MPa) in Maart 2019 getoon het, is dit nogtans nie laag genoeg om op ekstreme waterstres te dui nie (Epron *et al.*, 1993). Dieselfde geld vir boom 12B in Desember 2018 (-0.910 MPa). Dit is ook veel hoër as die resultate van Van Rensburg, Krüger, Ubbink, Stassen *et al.* (1997) se studie waarvolgens 'n Ψ_{blaar} van -2.5 of laer op waterstres dui. Voorts het boom 1D 'n taamlik groot mate van fisieke skade getoon (Tabel 4-1), wat sou beteken 'n lae waterpotensiaal kan boomgesondheid beïnvloed; tog het boom 12B nie 'n groot mate van afsterwe getoon nie (Tabel 4-1). Boomafsterwe is dus nie slegs van waterinhoud afhanklik nie – watertekort dien eerder as 'n versneller vir die agteruitgang van stedelike eike deur bome vatbaar te maak vir ander faktore (Colangelo *et al.*, 2018).

Daar is bowendien bevind dat eike diep wortelsisteme ontwikkel in stadsomgewings om voorsiening te maak vir hul waterbehoefte (Thomsen *et al.*, 2020). Die moontlike terugsterwe van Engelse eike behoort dus nie slegs na aanleiding van waterinhoud voorspel te word nie, soos Camarero (2021) se studie op woude ook toon.

Volgens waterpotensiaalwaardes is die basale Ψ_{blaar} van bome met hoofsaaklik verdigte kaal grond of sympad as grondbedekking (Groep 1) statisties beduidend laer (meer negatief) as dié van bome in die Tuin-/grasperk, Klipgruis- en die Verwysingsgroep ($p < 0.05$) (Figuur 4-4).

In die algemeen dui basale Ψ_{blaar} -waardes laer as -3 MPa in verskeie boomspesies op ekstreme watertekortstres met 50% embolisme (Hinckley *et al.*, 1978), terwyl gematigde waterstres by stedelike eike plaasvind onder -2.2 MPa, waar holtevorming begin (Bréda *et al.*, 1995; Van Rensburg, Krüger, Ubbink, Stassen *et al.*, 1997). Hoewel geen van die bome betreklik lae basale Ψ -waardes gehad het nie, het bome in die Ondeurdringbare oppervlaks-groep wel statisties laer waterpotensiaalwaardes getoon. Volgens die literatuur (Nawaz *et al.*, 2013; Raghavan *et al.*, 1990; Shah *et al.*, 2017) kan verwag word dat grondverdigting by ondeurdringbare oppervlakke poriegrootte in die grond verklein en waterbehoud en -geleiding verlaag. Grondbedekking wat die grond 'verseël' kan waterbeweging, die uitruiling van hitte met die atmosfeer, gasdiffusie en grondbiota beïnvloed (Scalenghe & Ajmone Marsan, 2009). Hierdie stedelike gegewens dra by tot fisiologiese stres by stedelike bome, veral dié langs teerpaaië. Daar is bevind dat hierdie

faktore stedelike bome se lewensduur kan verkort in vergelyking met bome in landelike gebiede (Czaja *et al.*, 2020; Sæbø *et al.*, 2005).

Die data van Van Rensburg, Krüger, Ubbink, Stassen *et al.* (1997) het aangedui dat stadsbome se waterpotensiaalwaardes tussen -0.9 MPa en -1.2 MPa wissel in die somer (Desember 1992 tot Maart 1993). Die data van die huidige studie het 'n reeks van -0.2 MPa tot -1 MPa aangeteken. Die blaarwaterpotensiaalwaardes van stedelike eike tydens die waarnemingstydperke in 1992 en 2018/2019 het dus meesal ooreengestem (dit is wel so dat verskillende bome gemeet is en dat die steekproef in ons studie groter was). Dieselfde bome as dié van vorige studies kon nie ingesluit word nie, aangesien hulle ligging nie bekend is nie. Die basale Ψ_{blaar} wat in hierdie studie aangeteken is, vergelyk goed met wat Bussotti *et al.* (2002) vir stedelike *Q. ilex*-bome aangeteken het, naamlik tussen 0 en -1.5 vir bome in 'n droë klimaat. Die gemiddelde basale Ψ_{blaar} van alle bome was ook vergelykbaar met die resultate van Bussotti *et al.* (2002) vir *Q. ilex*-bome, naamlik -1 MPa of hoër; gevolglik is dit onwaarskynlik dat die straatbome in die huidige studie aan waterstres ly, in teenstelling met die gangbare aanname dat die bome in droër gebiede aan 'n erge watertekort ly. Hierdie bevinding word verder ondersteun deur data van Sancho-Knapik *et al.* (2018) waarvolgens goed benatte *Q. ilex* voordagse waterpotensiaalwaardes tussen -0.1 en -3.0 MPa het. Dit weerspreek die bevindinge van Van Rensburg, Krüger, Ubbink, Stassen *et al.* (1997) waarvolgens bome met waterpotensiale tussen -0.9 en -1.2 MPa aan watertekortstres ly. Die 1997-studie het op die beskikbare navorsing van die tyd gesteun; sedertdien is nuwe navorsing gepubliseer (Arend *et al.*, 2012; Deligöz & Bayar, 2018; Sancho-Knapik *et al.*, 2018; Selig & Böhne, 2017) en kan die verskillende interpretasies toegeskryf word aan nuwe data oor wat as watertekort beskou moet word, sowel as nuwe metings van waterinhoud, onder andere stamwaterinhoud (Zhou *et al.*, 2018). Bowendien word *Q. robur* as 'n droogtebestande spesie beskou en is ter wille van sy aanpassing by watertekort met diep wortelsisteme regoor die wêreld as straatbome gekies (Arend *et al.*, 2012; Deligöz & Bayar, 2018; Scharnweber *et al.*, 2011; Thomsen *et al.*, 2020; Van Hees, 1997).

Belangrik is dat die navorsing oor die bome in Potchefstroom in 1997 laer vlakke van koolstofwinst weens watertekortstres getoon het (Van Rensburg, Krüger, Ubbink, Scholes *et al.*, 1997). Dit sou die weerstand van die bome teen herbivorie kon verlaag het deur kutikuledikte te verander en die sekondêre metabolisme van die bome te affekteer. Die aantal *Asterolecanium quercicola*-insekte wat op die bome teer, is dan hierdeur verhoog (Van Rensburg, Krüger, Ubbink, Scholes *et al.*, 1997). Die bestudering van hierdie insekte en hul effek op die bome het buite die bestek van die huidige studie geval. Dit word aanbeveel dat die effekte van herbivorie op bome as 'n moontlike oorsaak van boomafsterwe in volgende studies ondersoek word.

5.3. Chlorofilinhoud en chlorofil a-fluoresensie

Die lesings van chlorofilinhoudsindeks het tussen 6.5 en 24.9 gewissel (Hoofstuk 4). Aangesien die waardes deurgaans willekeurig was, is geen tendense in individuele bome waargeneem nie; standaardafwykings was ook groot. Hoewel CII statisties tussen al die groepe verskil het, is die waardes vergelykbaar met dié wat Percival *et al.* (2008) by gesonde eikebome gevind het. Hierdie metings is egter slegs 'n indekswaarde en nie 'n direkte meting van chlorofilinhoud nie (Markwell *et al.*, 1995; Rossini *et al.*, 2006) en daar word voorgestel dat blaarchlorofilkonsentrasie in die vervolg gemeet en met fluoressensiewaardes vergelyk word.

Hoewel bome in die Ondeurdringbare oppervlaktgroep lae waterpotensiaalwaardes getoon het, blyk dit nie die fotosintetiese vermoëns van hierdie bome te affekteer nie (bome 1A-1E, 2A-2C, 4A-4E, 6A-6C, 7A-7D, 8A-8E en 9A-9E), soos aan die PI_{TOTAAL} en F_w/F_m -waardes gesien kan word (Figuur 4-7 en 4-8). Bome het in die algemeen 'n afname van sowel waterpotensiaal as PI_{TOTAAL} vanaf Desember 2018 tot Maart 2019 getoon. Hierdie verskil was egter nie statisties beduidend nie. Moontlike verklarings vir hierdie afname kan laer waterbeskikbaarheid (hoewel nie -tekort nie) en beperkte fotosintetiese aktiwiteit van mesofil weens laer temperature in Maart 2019 as in Desember 2018 (Garcia-Plazaola *et al.*, 1997) wees. Dis egter duidelik dat 'n afname in waterbeskikbaarheid nie direk aan verlaagde PI_{TOTAAL} -waardes gekoppel kan word nie. Bome 3B, 3C en 9D het byvoorbeeld die laagste PI_{TOTAAL} -waardes in Maart 2019 gehad, maar geen watertekort getoon nie (Figuur 4-2 en Bylaag B).

Soos in ander studies is daar bevind dat die F_w/F_m -waardes binne die interval van gesonde, streslose *Quercus*-bome geval het, tussen 0.78-0.85 (Bylaag B) (Haldimann *et al.*, 2008; Percival, 2004, 2005; Uhrin & Supuka, 2016; Zhang *et al.*, 2017). Daar is naamlik getoon dat *Q. ilex* wat nie aan ernstige watertekort (-3 MPa) blootgestel is nie, konstante F_w/F_m -waardes behou (Sancho-Knapik *et al.*, 2018) – dit is ook soos in Figuur 4-8 gesien kan word, die geval by *Q. robur*. Živčák *et al.* (2008) vind dat PI_{TOTAAL} 'n meer betroubare aanduiding van FSII-aktiwiteit is as F_w/F_m (Figuur 4-7 en 4-8). Verdere ondersoek van die faktore wat bydra tot boomvitaliteit behoort dus ingestel te word met die oog op verbeterde bewaring en opvolging. Verder kan waterpotensiaal en chlorofil a-fluoresensie-metings herhaal word ten einde tendense in verandering weens grondverdigting of ander oorsake vas te stel.

Daar kan genoem word dat F_w/F_m nie altyd afneem met gesondheidsagteruitgang nie – een studie het by stedelike *Q. virginiana*-bome juis die teendeel bevind (Martinez-Trinidad *et al.*, 2010). Soos in Bylaag B gesien kan word, was die F_w/F_m -waardes van boom 4A 0.83 en 0.815 vir Desember 2018 en Maart 2019 onderskeidelik. Dit is hierbo vasgestel dat hierdie boom 'n groot mate van skade toon, maar sy F_w/F_m -waardes is nogtans binne die interval van 'n gesonde boom

(Haldimann *et al.*, 2008; Percival, 2004). Dit kan toegeskryf word aan 'n kleiner kroongrootte en daaraan dat die boom vir sy blaarverlies vergoed met 'n hoër fotosintetiese kapasiteit (Martínez-Trinidad *et al.*, 2010; Sepúlveda & Johnstone, 2018).

5.4 Prolieninhoud

Verhoogde prolienvlakke is by *Q. robur* en *Q. cerris* wat onder waterstres verkeer, waargeneem (Deligöz & Bayar, 2018). Wanneer 'n plant waterstres ervaar, word sekere fisiologiese meganismes geïnhibeer, waaronder proteïen- en styselsintese en fotosintese (Pellegrini *et al.*, 2019). Die inhibering van fisiologiese prosesse laat die proteïen prolien tydens waterstres in plante opgaan, aangesien dit nie gemetaboliseer word nie (Deligöz & Gur, 2015; Deligöz & Bayar, 2018). Opgedaarde prolien kan in plantorgane in glutamaat gemetaboliseer word, wat dan vir ATF gemetaboliseer word om tydens stresstoestand vir die plant energie te verskaf (Signorelli, 2016). Dit is voordelig tydens waterstres aangesien sintese geïnhibeer word. Wanneer 'n plant weer toegang het tot water, kan hierdie prolien gemetaboliseer word vir groei (Barnett & Naylor, 1966). Prolien kan ook tydens omgewingstres dien as 'n osmoliet, membrane en proteïene stabiliseer, vrye radikale bekom en osmotiese aanpassing binne die plant medieer (Ashraf & Foolad, 2007; Szabados & Savouré, 2010).

Prolievlakke in plante wissel gewoonlik tussen $0.5 \mu\text{mol.g}^{-1}$ (sonder stres) en $50 \mu\text{mol.g}^{-1}$ (met stres) (Carrillo *et al.*, 2011). Wat spesifiek *Q. robur* betref, wissel prolienvlakke tussen net bo $0 \mu\text{mol.g}^{-1}$ in bome sonder stres, tot $1 \mu\text{mol.g}^{-1}$ in bome met gematigde stres en $3 \mu\text{mol.g}^{-1}$ in bome met ernstige stres (Deligöz & Bayar, 2018). Prolievlakke in *Q. robur* wat in die huidige studie gemeet is, het slegs een lesing bo $1 \mu\text{mol.g}^{-1}$ getoon (Figuur 4-9), naamlik boom 8E. Dit blyk egter uit Figuur 4-2 dat Boom 8E se minimum Ψ_{blaar} as -0.67 aangeteken is en dus nie onder watertekortstres verkeer het nie. Alle ander bome (naas 8E) het prolienvlakke onder $1 \mu\text{mol.g}^{-1}$ getoon.

Die resultate van hierdie studie het getoon dat die bome nie prolien opgaan ten einde koolstof en stikstof te stoor tydens watertekortstres nie – dit dui dus op die afwesigheid van watertekortstres. Dit versterk die bevinding dat die bome in die Eikelaan nie aan watertekortstres ly nie en dat ander faktore vir die kwynende vitaliteit verantwoordelik is.

5.5 Voedingstofinhoud

Wat voedingstofinhoud betref, het die Ondeurdringbare oppervlak-, die Tuin-/grasperk en die Verwysingsgroepe laer kalsiumwaardes getoon as die gemiddeld van *Quercus*-spesies (onder 8400 mg kg^{-1}) (Burgess *et al.*, 2015), wat op kalsiumtekort kan dui (sien Tabel 2-1 in Hoofstuk 2). Kalsium is 'n noodsaaklike voedingstof wat in verskeie fisiologiese prosesse 'n rol speel –

dit maak deel uit van selwande, dien as boodskappers in metabolismiese prosesse en as regulerende komponente tydens fotosintese (Ridolfi *et al.*, 1996). Verder kan 'n kalsiumtekort verminderde stomatale beweging teweegbring en dus die watertoestand binne plante asook CO²-assimilering beïnvloed (Ridolfi *et al.*, 1996). 'n Kalsiumtekort kan dus duidelik nadelige gevolge inhou vir die vitaliteit van bome. Dit speel egter waarskynlik 'n klein rol by die Eikelaan, aangesien die bome in natuurlike gebiede soortgelyke lae kalsiumvlakke getoon het (Bylaag B). Hoewel die resultate op hoë kaliumvlakke in die meeste *Q. robur*-bome gedui het, behels dit nie noodwendig giftige kaliumvlakke nie. Kalium is die mees algemene katioon in plante en 'n onontbeerlike voedingstof vir plantmetabolisme – kaliumgiftigheid is gevolglik baie skaars in plante (Mäser *et al.*, 2002). Ander voedingstowwe wat in hoër of laer vlakke aangeteken is, was egter steeds binne die aanvaarbare interval spesifiek vir *Quercus*-bome (Burgess *et al.*, 2015). Die resultate van ander voedingstowwe het nie toksisiteit of tekort aangedui nie en het dus nie die straatbome se vitaliteit beïnvloed nie.

Hierdie studie het op die toestand van *Q. robur*-bome se blaarvoeding gefokus. Die toestand van grondvoeding sou egter ook iets van die vitaliteit van hierdie bome en van die fisieke eienskappe van die grond kon uitlig (Kleiber *et al.*, 2019). Dit moet met blaarvoedingstoestand en vitaliteitsindekse gekombineer word om 'n omvattende aanduiding van die bome se gesondheid te verskaf.

Die konsentrasies boor, titaan, koper, seleen, stronsium, molibdeen, palladium, tin, platinum, goud, kwik, lood, torium en uraan het ook nie beduidend tussen die groepe verskil nie ($p > 0.05$).

5.6 Korrelasie-analise

Korrelasie-analise het geen beduidende verbande tussen Roloff-indeks, boomrisiko, grondbedekking, PI_{TOTAAL}, F_w/F_m, prolieninhoud en ψ_{blaar} aangetoon nie. Dit kan óf aandui dat hierdie gegewens langdurige uitwerkings het wat in die toekoms bevestig sou moes word, óf dat 'n eksterne gegewe die afsterwe van *Q. robur*-bome in Potchefstroom affekteer. Verder sou die grootte van die groepe 'n gebrek aan korrelasie kon meebring, aangesien vir twee van die vier groepe slegs drie bome gekies is (die Klipgruis- en Verwysingsgroepe). Daar is egter deur middel van nie-parametriese toetse hiervoor vergoed.

Soos in die studies van Sepúlveda en Johnstone (2018) van stedelike *Ficus macrophylla*-bome, is geen korrelasie tussen boomvitaliteitsindeks en chlorofilfluoresensie gevind nie, met die Roloff-vitaliteitsindeks en F_w/F_m-waardes vir 2019 as uitsondering. Hierdie negatiewe korrelasie kan aandui dat 'n boom wat 'n hoë mate van vitaliteitskade toon, ook 'n laer F_w/F_m-waarde het, in teenstelling met die bevindinge van Martinez-Trinidad *et al.* (2010). 'n Laer chlorofilfluoresensie

dui egter nie altyd op verlaagde boomvitaliteit nie – in sommige studies het die teendeel gegeld (Bussotti *et al.*, 2011). Daar is hierbo verwys na die groot mate van afsterwe en skade by boom 4A – tog was sy PI_{ABS} -waarde die hoogste van al die bome (Bylaag B). Hoewel dit nie statisties hoër as ander bome was nie ($p > 0.05$), sou dit wel daarop kon dui dat die boom vir stresstoestand vergoed en daarby akklimatiseer (Sepúlveda & Johnstone, 2018). Daar is boonop voorgestel dat 'n soortgelyke spesie, *Q. virginiana*, met 'n laer blaarmassa en dus kleiner krone, hoër fluoressensiewaardes toon omdat sy blare beter funksioneer, al is die volume blare minder (Martinez-Trinidad *et al.*, 2010). Dit impliseer dat die blare van bome met 'n kleiner kroongrootte en -digtheid, soos 4A, hoër fluoressensiewaardes toon aangesien daar vir die gebrek aan blare vergoed word.

Ná deeglike oorweging van al die resultate, moet die vraag beantwoord word: Waarom sterf die eikebome in Potchefstroom? *Q. robur*-bome word as 'n goeie keuse vir stedelike straatbome beskou weens hul matige droogtetoleransie en effektiewe gebruik van water (Thomsen *et al.*, 2020). Gegewe die bevinding dat watertekort nie die agteruitgang van hierdie bome veroorsaak nie, moet ander faktore oorweeg word. Die Manion Kwyningspiraal is bespreek as 'n teorie oor die afsterwe van stedelike bome (Hoofstuk 2) (Bulaon & MacKenzie, 2007). Drie kategorieë stresfaktore is geïdentifiseer – bestaande vatbaarheids-, ontketenings- en bydraende faktore. 'n Bestaande vatbaarheidsfaktor wat by die Eikelaan geld, sou geïdentifiseer kon word as 'n effek van die stadsomgewing; die invloed van ouderdom en lugbesoedeling behoort ook in verdere studies bepaal te word. Daar kan van droogte as 'n ontketeningsfaktor afgesien word, wat faktore soos ontblarende insekte laat vir verdere studie. Geen bydraende faktore is bestudeer nie en behoort dus in toekomstige studies ondersoek te word.

Naas die faktore van die Manion Kwyningspiraal word 'n ondersoek voorgestel van *Q. robur*-bome in hul evolusionêre konteks. Isaksson (2020) meen niks in stedelike ekofisiologie maak sin behalwe in ekologiese en evolusionêre konteks nie. Evolusionêre genetica en evolusie van lewensgeskiedenis (soos ouderdom, volwasse grootte en veroudering) kan ondersoek word, naas die herhaling van fisiologiese en ekologiese data soos in hierdie studie uitgevoer (Stearns, 2000). Aangesien stedelike eike as 'n stedelike groenspasie of stedelike groeninfrastruktuur beskou kan word (Adesoye & Dondofema, 2021), is dit noodsaaklik om eers die vitaliteit van hierdie bome te begryp. Dit moet aan die hand van verskillende ruimtelike (die fisieke ligging binne die stad asook die ligging van die stad self) en temporele (die lewensduur van die boom relatief tot die generasietyd) skale geskied. 'n Transdissiplinêre benadering word dus met die oog op die bewaring en bestuur van hierdie ruimte voorgestel (Isaksson, 2020; Venn & Niemelä, 2004). Dit sou die betrokkenheid van kundiges in verskeie dissiplines kombineer om insig in die bewaring van die eikebome in Potchefstroom te verkry, waaronder die sosiologie, ekologie,

ekonomie, beplanning en psigologie. Die kundigheid en grondkundiges, plantfisioloë en plantgenetici moet ook verreken word.

HOOFSTUK 6: GEVOLGTREKKINGS

Hierdie studie het ten doel gehad die taksering van die gesondheid van verteenwoordigende bome in die Eikelaan in Potchefstroom se gesondheid aan die hand van visuele boomtoestand te skat en metings te neem van blaarwaterpotensiaal, chlorofil a-fluoressensie en chlorofilinhoud, proliefinhoud en voedingstofinhoud. Eerstens is 'n studie van die literatuur oor bome in 'n stedelike omgewing verskaf en spesifiek die reaksie van bome op omgewingstres. Hierna is metodes waarmee hierdie stresfaktore gekwantifiseer kan word, bespreek. Uiteindelik is die resultate vanuit sulke metodes bespreek en die kerngevolgtrekking word hieronder bespreek.

6.1 Gevolgtrekkings

Hoewel visuele takseringsparameters (Hoofstuk 4) op stres gedui het by bome met Ondeurdringbare oppervlakke as dominante grondbedekking, het fisiologiese studies nie 'n watertekort weens hierdie tipe grondbekking aangetoon nie. Bome in die Ondeurdringbare oppervlaksagrupp het 'n beduidend laer waterpotensiaal as in die ander groepe getoon, hoewel nie só laag dat dit op waterstres dui nie (Bussotti *et al.*, 2002). Daar was ook geen korrelasie tussen visuele afsterwe en fisiologiese data nie. Dit veronderstel dat ander faktore as dominante grondbedekking 'n rol speel by die vitaliteit van die bome. Toekomstige studies word aanbeveel om die kwyndende gesondheid van *Q. robur*-bome in Potchefstroom te verlig en 'n uitvoerbare plan vir die bewaring en bestuur van hierdie bome op te stel.

Vier doelstellings is uiteengesit waarvolgens die doelwit bereik kon word. Die hoofbevindinge van elkeen van hierdie vier doelstellings word hieronder geskets:

Doelwit 1 – Om die bome se gesondheid visueel te takseer.

Visuele boomtakserings het 'n beduidende mate van afsterwe aangedui by bome met 'n Ondeurdringbare oppervlak as dominante grondbedekking (Hoofstuk 4). Bome wat in tuine of grasperke staan, is visueel beduidend meer gesond. Met behulp van die gekose vitaliteitsmetings is gevind dat bome 2A, 4A, 5B, 7C en 7D 'n risiko vir meganiese verbrokkeling loop. Bome wat visuele afsterwe toon, kan oor die vermoë beskik om van omgewingstres te herstel, sou die nodige bestuur- en bewaringsplanne geïmplementeer word.

Doelwit 2 – Om die watertoestand van die bome vas te stel.

Basale waterpotensiaalwaardes het op 'n beduidend laer waterpotensiaal in bome met syppaai as dominante grondbedekking gedui (Hoofstuk 4). Hierdie waterpotensiaal was egter nie só laag

dat dit op erge of selfs matige waterstres in die bome dui nie en dit veronderstel dus nie 'n watertekort nie (Bussotti *et al.*, 2002), maar bloot 'n laer waterinhoud as in ander bome. Daar is vasgestel dat bome in die Eikelaan in Potchefstroom waarskynlik nie aan watertekortstres ly nie. Dit weerspreek vorige studies en die gangbare aanname dat bome in die Eikelaan onderhewig is aan watertekortstres. Die bome met die laagste waterpotensiaalwaardes het nie 'n groot mate van skade of min vitaliteit getoon nie, wat beteken studies van slegs waterpotensiaal is nie voldoende om die afsterwe van eike te voorspel nie.

Doelwit 3 – Om die bome se fotosintetiese funksionering vas te stel.

Die chlorofil *a*-fluorensensiedata van bome met 'n laer waterpotensiaal het nie beduidend ($p > 0.05$) van dié van ander bome verskil nie (Hoofstuk 4). Dit versterk die stelling dat bome wat 'n laer waterinhoud as ander toon, nie noodwendig onder watertekortstres verkeer nie.

Doelwit 4 – Om die prolien- en voedingstofinhoud binne die bome vas te stel.

Prolienkonsentrasie het nie beduidend tussen enige van die groepe verskil nie. Die prolienvlakke is baie laag (Hoofstuk 4). Weens watertekortstres gaar prolien in plante op en die lae prolienvlakke wat aangeteken is, wys dus weereens dat die bome nie aan watertekortstres ly nie. Voedingstofanalise het geen beduidende ($p > 0.05$) voedingstoftekorte of -toksisiteit getoon nie (Hoofstuk 4). Die kwynende gesondheid van *Q. robur* kan dus nie aan vergiftiging deur of 'n tekort aan voedingstowwe toegeskryf word nie, al het die bome verskillende tipes dominante grondbedekking.

Die hipotese was dat ondeurdringbare oppervlakke soos sypaaie of teer, wat tipies van stedelike omgewings is, 'n negatiewe uitwerking op die vitaliteit van die bome in die Potchefstroomse Eikelaan het. Dit is deels bevestig, aangesien die Ondeurdringbare oppervlak as grondbedekking 'n waarneembare effek het op waterspanning in bome en visuele boomgesondheid. Hierdie effek het egter nie gekorreleer met 'n watertekort nie, al is laer ψ_{blaar} aangeteken en ander vitaliteitsindekse gemeet. Na aanleiding van die bespreking van die resultate wat verkry is, kan die gevolgtrekking gemaak word dat bome in die Eikelaan in Potchefstroom aan omgewingstres ly en visuele afsterwe toon. Hierdie bome ervaar egter nie droogtestres nie en ander faktore is waarskynlik verantwoordelik vir die kwynende vitaliteit van die bome. Hierdie faktore kan volgens die Manion Kwyningspiraal (Bulaon & MacKenzie, 2007) gekategoriseer word, naamlik bestaande vatbaarheidsfaktore soos die gevolge van ouderdom en lugbesoedeling, ontketeningsfaktore soos ontblarende insekte en bydraende faktore soos kankerswamme en parasiete.

6.2 Aanbevelings vir die toekoms

Daar word aanbeveel dat fisiologiese en ekologiese dataversameling herhaal word ten einde tendense in waterinhoud en fotosintetiese aktiwiteit vas te stel. Dit kan ook help om die deurlopende vitaliteit van *Q. robur*-bome in die Eikelaan te monitor. Verder kan toekomstige studies boomvitaliteit takseer deur middel van boomringisotope ('n nievernietigende metode), grondmonsterstudies en deur studies van waterpotensiaal en chlorofilfluoressensie te herhaal. Bestudering van klimaatdata word ook voorgestel, sowel as die moontlike teenwoordigheid van die herbivoriese stompkopkewer (*Euwallacea fornicatus*) op bome.

Die studie van eikebome in Potchefstroom kan baat by die gebruik van die metode van Helama *et al.* (2009) om boomringe as aanduidings van bome se groeikoers te gebruik. Die nut van hierdie metode lê nie slegs in die retrospektiewe perspektief wat dit op die vitaliteit van bome kan verskaf nie, maar sulke data kan ook direk met klimaatsrekords vergelyk word en sodoende verdere insig verleen in die klimaat waarin die bome groei. Die gebruik van boomringisotope as aanduiding van bome se vitaliteit is 'n nuttige metode om fotosintese koers met kroontranspirasie koers te integreer (Camarero, 2021; Cherubini *et al.*, 2021; Sargeant *et al.*, 2019). Met hierdie metode kan die impak van sowel afgelope klimatiese gebeure as boomkwyning weens omgewingstres vasgestel word; die reaksie van die bome op hierdie stresfaktore kan ook gemonitor word.

Grondstudies van watersyferingstempo, waterbehoudkapasiteit, keëldeurboringsweerstand, elektriese geleiding en die beskikbaarheid van voedingstowwe ten einde die boomfisiologie-studies aan te vul, word tans onderneem en kan uiteindelik raad vir die sinvolle en volhoubare bewaring van die Eikelaan verseker. Dit sal die studie van die bome baat deur grondvoedingsdata en blaarvoedingsdata te verskaf met die oog op 'n omvattende voedingstofanalise (Kleiber *et al.*, 2019).

'n Ondersoek van die evolusionêre agtergrond van eikebome word ook aanbeveel ten einde die geskiedenis van die bome te begryp, veral in die konteks van die stadsomgewing waarin hul groei (Isaksson, 2020). Ter wille daarvan om 'n plan te kan beraam vir die bestuur en bewaring van die bome word 'n transdissiplinêre benadering voorts aanbeveel om die vitaliteit van hierdie bome binne verskillende skale in die stadsomgewing te verstaan. Sulke skale sluit in die temporele, wat betref die lewensgang van 'n boom, en die ruimtelike, wat betref die ligging van 'n boom in die stad asook die ligging van die stad self. In 'n transdissiplinêre benadering kan spesialiste uit dissiplines soos die sosiologie, ekologie, ekonomie, beplanning en psigologie saamspan om 'n bewaringsplan saam te stel, uiteraard saam met insette vanuit die grondwetenskappe, plantfisiologie en plantgenetika.

BIBLIOGRAFIE

- Abrams, M.D. 1990. Adaptations and responses to drought in *Quercus* species of North America. *Tree Physiology*, 7(1-2-3-4):227-238. doi: 10.1093/treephys/7.1-2-3-4.227
- Adesoye, P.O. & Dondofema, F. 2021. Assessing and classifying the health and risk status of avenue trees. *Arboricultural Journal* 43(2):93-114. doi: 10.1080/03071375.2021.1903210
- Ahmed, C.B., Rouina, B.B. & Boukhris, M. 2008. Changes in water relations, photosynthetic activity and proline accumulation in one-year-old olive trees (*Olea europaea* L. cv. Chemlali) in response to NaCl salinity. *Acta Physiologiae Plantarum*, 30(4):553-560.
doi: 10.1007/s11738-008-0154-6
- Ahmed, M.F. & Islam, M.S. 2014. Urbanization and environmental problem: An empirical study in Sylhet City, Bangladesh. *Research on Humanities and Social Sciences*, 4(3):161-172.
- Allison, R.B. & Wang, X. 2015. Chapter 7: Nondestructive Testing in the Urban Forest. In: USDA Forest Service. *Forest Products Laboratory, General Technical Report*. pp. 77-86.
<https://www.fs.usda.gov/treearch/pubs/49380>
- Améglio, T., Archer, P., Cohen, M., Valancogne, C., Daudet, F.-a., Dayau, S. & Cruiziat, P. 1999. Significance and limits in the use of predawn leaf water potential for tree irrigation. *Plant and Soil*, 207(2):155-167. doi: 10.1023/A:1026415302759
- Arend, M., Brem, A., Kuster, T. & Günthardt-Goerg, M. 2012. Seasonal photosynthetic responses of European oaks to drought and elevated daytime temperature. *Plant biology*, 15(suppl. 1):169-176. doi: 10.1111/j.1438-8677.2012.00625.x
- Ashraf, M. & Foolad, M.R. 2007. Roles of glycine betaine and proline in improving plant abiotic stress resistance. *Environmental and Experimental Botany*, 59(2):206-216.
doi: 10.1016/j.envexpbot.2005.12.006
- Ayayee, E. & Chivandi, E. 2018. *Quercus robur* (English oak) seed: A potential energy, oleic and cis-linoleic acid rich nutritional supplement in South Africa. *Pakistan Journal of Botany*, 50(5):1907-1912.
- Bajirao, B.N. 2015. Importance of vegetation in urban environment. *International Journal of Scientific and Research Publications*, 5(2):2250-3153.

- Baker, N. 2006. A possible role for photosystem II in environmental perturbation of photosynthesis. *Physiologia Plantarum*, 81:563-570. doi: 10.1111/j.1399-3054.1991.tb05101.x
- Bal, T.L., Storer, A.J., Jurgensen, M.F., Doskey, P.V. & Amacher, M.C. 2015. Nutrient stress predisposes and contributes to sugar maple dieback across its northern range: a review. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 88(1):64-83. doi: 10.1093/forestry/cpu051
- Barnett, N.M. & Naylor, A.W. 1966. Amino Acid and Protein Metabolism in Bermuda Grass During Water Stress. *Plant Physiology*, 41(7):1222-1230. doi: 10.1104/pp.41.7.1222
- Bauerle, T.L., Richards, J.H., Smart, D.R. & Eissenstat, D.M. 2008. Importance of internal hydraulic redistribution for prolonging the lifespan of roots in dry soil. *Plant, Cell & Environment*, 31(2):177-186. doi: 10.1111/j.1365-3040.2007.01749.x
- Bengough, A.G., McKenzie, B.M., Hallett, P.D. & Valentine, T.A. 2011. Root elongation, water stress, and mechanical impedance: a review of limiting stresses and beneficial root tip traits. *Journal of Experimental Botany*, 62(1):59-68. doi: 10.1093/jxb/erq350
- Berland, A., Shiflett, S.A., Shuster, W.D., Garmestani, A.S., Goddard, H.C., Herrmann, D.L. & Hopton, M.E. 2017. The role of trees in urban stormwater management. *Landscape and Urban Planning*, 162:167-177. doi: 10.1016/j.landurbplan.2017.02.017
- Berrang, P., Karnosky, D.F. & Stanton, B.J. 1985. Environmental factors affecting tree health in New York City. *Journal of Arboriculture*, 11(6):185-189.
- Besson, C., Lobo-do-Vale, R., Rodrigues, M., Almeida, P., Herd, A., Grant, O. ... Pereira, J. 2014. Cork oak physiological responses to manipulated water availability in a Mediterranean woodland. *Agricultural and Forest Meteorology*, 184:230-242. doi: 10.1016/j.agrformet.2013.10.004
- Betterle, N., Ballottari, M., Zorzan, S., De Bianchi, S., Cazzaniga, S., Dall'Osto, L. ... Bassi, R. 2009. Light-induced Dissociation of an Antenna Hetero-oligomer Is Needed for Non-photochemical Quenching Induction. *Journal of Biological Chemistry*, 284(22):15255-15266. doi: 10.1074/jbc.m808625200
- Blair, S.A., Koeser, A.K., Knox, G.W., Roman, L.A. & Thetford, M. 2019. Visual health assessments for palms. *Urban Forestry & Urban Greening*, 41:195-200. doi: 10.1016/j.ufug.2019.03.017

Bojórquez-Quintal, E., Escalante-Magaña, C., Echevarría-Machado, I. & Martínez-Estévez, M. 2017. Aluminum, a Friend or Foe of Higher Plants in Acid Soils. *Frontiers in Plant Science*, 8, e1767. doi: 10.3389/fpls.2017.01767

Bolhar-Nordenkamp, H.R., Long, S.P., Baker, N.R., Oquist, G., Schreiber, U. & Lechner, E.G. 1989. Chlorophyll Fluorescence as a Probe of the Photosynthetic Competence of Leaves in the Field: A Review of Current Instrumentation. *Functional Ecology*, 3(4):497. doi: 10.2307/2389624

Bolund, P. & Hunhammar, S. 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecological economics*, 29(2):293-301.

Bond, J. 2010. Tree condition: health. *Arborist News*, 19(1):34-38.

Boureima, S., Oukarroum, A., Diouf, M., Cisse, N. & Van Damme, P. 2012. Screening for drought tolerance in mutant germplasm of sesame (*Sesamum indicum*) probing by chlorophyll a fluorescence. *Environmental and Experimental Botany*, 81:37-43. doi: 10.1016/j.envexpbot.2012.02.015

Boyer, J.S. 1986. Relationship of Water Potential to Growth of Leaves. *Plant Physiology*, 43(7):1056-1062.

Bréda, N., Granier, A., Barataud, F. & Moyne, C. 1995. Soil water dynamics in an oak stand. *Plant and Soil*, 172(1):17-27. doi: 10.1007/bf00020856

Brim, L., Niznan, J. & Šafránek, D. 2015. Compact Representation of Photosynthesis Dynamics by Rule-based Models. *Electronic Notes in Theoretical Computer Science*, 316:17-27. doi: 10.1016/j.entcs.2015.06.008

Brun, F.G.K., Brun, E.J., Gerber, D., Szymczak, D.A., Londero, E.K., Meyer, E.A. & Navroski, M.C. 2017. Nutrition facts and limits for micronutrients in tree species used in urban forestry. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 89(3):1881-1893. doi: 10.1590/0001-3765201720160785

Brunner, I., Herzog, C., Dawes, M.A., Arend, M. & Sperisen, C. 2015. How tree roots respond to drought. *Frontiers in Plant Science*, 6, e547. doi: 10.3389/fpls.2015.00547

Bulaon, B. & MacKenzie, M. 2007. Red fir decline and mortality on the Stanislaus National Forest. In: USDA Forest Service. FHP Report No. SS07-01.

Burgess, J., Szlavecz, K., Rajakaruna, N. & Swan, C. 2015. Ecotypic differentiation of mid-Atlantic *Quercus* species in response to ultramafic soils. *Australian Journal of Botany*, 63(4):308-323. doi: 10.1071/bt14274

Burley, H., Beaumont, L.J., Ossola, A., Baumgartner, J.B., Gallagher, R., Laffan, S. ... Leishman, M.R. 2019. Substantial declines in urban tree habitat predicted under climate change. *Science of The Total Environment*, 685:451-462.
doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.05.287

Bussotti, F., Bettini, D., Grossoni, P., Mansuino, S., Nibbi, R., Soda, C. & Tani, C. 2002. Structural and Functional Traits of *Quercus ilex* in Response to Water Availability. *Environmental and Experimental Botany*, 47(1):11-23. doi: 10.1016/S0098-8472(01)00111-3

Bussotti, F., Desotgiu, R., Cascio, C., Pollastrini, M., Gravano, E., Gerosa, G. ... Strasser, R.J. 2011. Ozone stress in woody plants assessed with chlorophyll a fluorescence. A critical reassessment of existing data. *Environmental and Experimental Botany*, 73:19-30.
doi: 10.1016/j.envexpbot.2010.10.022

Calfapietra, C., Peñuelas, J. & Niinemets, Ü. 2015. Urban plant physiology: adaptation-mitigation strategies under permanent stress. *Trends in Plant Science*, 20(2):72-75.
doi: 10.1016/j.tplants.2014.11.001

Callow, D., May, P. & Johnstone, D. 2018. Tree Vitality Assessment in Urban Landscapes. *Forests*, 9(5), e279. doi: 10.3390/f9050279

Camarero, J.J. 2021. The drought–dieback–death conundrum in trees and forests. *Plant Ecology & Diversity*, 14(1-2):1-12. doi: 10.1080/17550874.2021.1961172

Carillo, P. & Gibon, Y. 2011. PROTOCOL: Extraction and determination of proline. <http://prometheuswiki.publish.csiro.au/tiki-index.php?page=PROTOCOL%3A+Extraction+and+determination+of+proline>
Date of access: 17 May 2021.

Cariñanos, P., Calaza-Martínez, P., O'Brien, L. & Calfapietra, C. 2017. The Cost of Greening: Disservices of Urban Trees. In: *Future City*: Springer International Publishing. pp. 79-87.

Cavender-Bares, J. 2007. Chilling and freezing stress in live oaks (*Quercus* section *Virentes*): intra- and inter-specific variation in PS II sensitivity corresponds to latitude of origin. *Photosynthesis Research*, 94(2-3):437-453. doi: 10.1007/s11120-007-9215-8

Čermák, J., Ulehla, J., Kučera, J. & Penka, M. 1982. Sap flow rate and transpiration dynamics in the full-grown oak (*Quercus robur* L.) in floodplain forest exposed to seasonal floods as related to potential evapotranspiration and tree dimensions. *Biologia Plantarum*, 24(6):446-460.

Chen, W., He, Z.L., Yang, X.E., Mishra, S. & Stoffella, P.J. 2010. Chlorine Nutrition of Higher Plants: Progress and Perspectives. *Journal of Plant Nutrition*, 33(7):943-952.
doi: 10.1080/01904160903242417

Chen, C., Xiao, Y.-G., Li, X. & Ni, M. 2012. Light-Regulated Stomatal Aperture in Arabidopsis. *Molecular Plant*, 5(3):566-572. doi: 10.1093/mp/sss039

Chen, X., Zhou, Z., Teng, M., Wang, P. & Zhou, L. 2015. Accumulation of three different sizes of particulate matter on plant leaf surfaces: Effect on leaf traits. *Archives of Biological Sciences*, 67:102-102. doi: 10.2298/ABS150325102C

Cherubini, P., Battipaglia, G. & Innes, J.L. 2021. Tree Vitality and Forest Health: Can Tree-Ring Stable Isotopes Be Used as Indicators? *Current Forestry Reports*, 7(2):69-80.
doi: 10.1007/s40725-021-00137-8

Choat, B., Nolf, M., Lopez, R., Peters, J.M.R., Carins-Murphy, M.R., Creek, D. & Brodribb, T.J. 2019. Non-invasive imaging shows no evidence of embolism repair after drought in tree species of two genera. *Tree Physiology*, 39(1):113-121. doi: 10.1093/treephys/tpy093

Christoforidis, A. & Stamatis, N. 2009. Heavy metal contamination in street dust and roadside soil along the major national road in Kavala's region, Greece. *Geoderma*, 151(3):257-263.
doi: 10.1016/j.geoderma.2009.04.016

Coelho-Duarte, A.P., Daniluk-Mosquera, G., Gravina, V., Vallejos-Barra, Ó. & Ponce-Donoso, M. 2021. Tree Risk Assessment: Component analysis of six visual methods applied in an urban park, Montevideo, Uruguay. *Urban Forestry & Urban Greening*, 59, e127005.
doi: 10.1016/j.ufug.2021.127005

Colangelo, M., Camarero, J.J., Borghetti, M., Gentilesca, T., Oliva, J., Redondo, M.-A. & Ripullone, F. 2018. Drought and Phytophthora Are Associated With the Decline of Oak Species in Southern Italy. *Frontiers in Plant Science*, 9, e1595. doi: 10.3389/fpls.2018.01595

Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B. ... van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387:253-260.

Coyle, E.D., Grimson, W., Basu, B. & Murphy, M. 2014. Chapter 1: Reflections on Energy, Greenhouse Gases and Carbonaceous Fuels. In: Coyle, E.D. & Simmons, R.A., eds. *Understanding the global energy crisis*. West Lafayette: Purdue University Press. pp. 11-26.

Czaja, M., Kolton, A. & Muras, P. 2020. The Complex Issue of Urban Trees—Stress Factor Accumulation and Ecological Service Possibilities. *Forests*, 11(9), e932.
doi: 10.3390/f11090932

Dale, A.G. & Frank, S.D. 2017. Warming and drought combine to increase pest insect fitness on urban trees. *PLoS ONE*, 12(3), e0173844. doi: 10.1371/journal.pone.0173844

Daley, M.J. & Phillips, N.G. 2006. Interspecific variation in nighttime transpiration and stomatal conductance in a mixed New England deciduous forest. *Tree Physiology*, 26(4):411-419.
doi: 10.1093/treephys/26.4.411

Dao, H.T.T., Seo, J.M., Hernandez, J.O., Han, S.H., Youn, W.B., An, J.Y. & Park, B.B. 2020. Effective Placement Methods of Vermicompost Application in Urban Tree Species: Implications for Sustainable Urban Afforestation. *Sustainability*, 12(14), e5822. doi: 10.3390/su12145822

Davoren, E. & Shackleton, C.M. 2021. Urban ecosystem disservices in the Global South. In: Shackleton, C.M., Cilliers, S.S., Davoren, E. & Du Toit, M.J., eds. *Urban ecology in the Global South*. Cham: Springer. pp. 265-292.

Day, S., Wiseman, P., Dickinson, S. & Harris, J.R. 2010. Tree Root Ecology in the Urban Environment and Implications for a Sustainable Rhizosphere. *Arboriculture & Urban Forestry*, 36(5):193-205.

Deligöz, A. & Gur, M. 2015. Morphological, physiological and biochemical responses to drought stress of Stone pine (*Pinus pinea* L.) seedlings. *Acta Physiologiae Plantarum*, 37, e243.
doi: 10.1007/s11738-015-1998-1

Deligöz, A.e. & Bayar, E. 2018. Drought stress responses of seedlings of two oak species (*Quercus cerris* and *Quercus robur*). *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 42:114-123.

Dobbertin, M. 2005. Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: a review. *European Journal of Forest Research*, 124:319-333.

Drénou, C., Bouvier, M. & Lemaire, J. 2015. The diagnostic method ARCHI applied on declining pedunculate oaks. *Arboricultural Journal*, 37(3):166-179. doi: 10.1080/03071375.2015.1075336

- Dreyer, E., Bousquet, F. & Ducrey, M. 1990. Use of pressure volume curves in water relation analysis on woody shoots: influence of rehydration and comparison of four European oak species. *Annales des Sciences Forestières*, 47(4):285-297. doi: 10.1051/forest:19900401
- Dubravac, T., Turk, M. & Licht, R. 2017. Structural Elements and Morphological Characteristics of Pedunculate Oak (*Quercus robur* L.) in Young Even-Aged Stands of Spačva Forest. *South-east European forestry*, 8(1):59-66. doi: 10.15177/see-for.17-09
- Dwyer, J., McPherson, E., Schroeder, H. & Rowntree, R. 1992. Assessing the benefits and costs of the urban forest. *Journal of Arboriculture*, 18(5):227-234.
- Edmondson, J.L., Stott, I., Davies, Z.G., Gaston, K.J. & Leake, J.R. 2016. Soil surface temperatures reveal moderation of the urban heat island effect by trees and shrubs. *Scientific Reports*, 6(1), e33708. doi: 10.1038/srep33708
- Els, Y., Minnaar, M. & Lubbe, R. 2007. A follow-up survey on the condition of the *Quercus robur* trees on the Bult, Potchefstroom. (Ongepubliseerde studenteverlag – Potchefstroom: NWU-PUK).
- Epron, D., Dreyer, E. & Aussenac, G. 1993. A comparison of photosynthetic responses to water stress in seedlings from 3 oak species: *Quercus petraea* (Matt) Liebl, *Q. rubra* L and *Q. cerris* L. *Annales des sciences forestières*, 50(suppl. 1):48s-60s. doi: 10.1051/forest:19930704
- Equiza, M.A., Calvo-Polanco, M., Cirelli, D., Señorans, J., Wartenbe, M., Saunders, C. & Zwiazek, J.J. 2017. Long-term impact of road salt (NaCl) on soil and urban trees in Edmonton, Canada. *Urban Forestry & Urban Greening*, 21:16-28. doi: 10.1016/j.ufug.2016.11.003
- Fan, C., Myint, S.W. & Zheng, B. 2015. Measuring the spatial arrangement of urban vegetation and its impacts on seasonal surface temperatures. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 39(2):199-219. doi: 10.1177/0309133314567583
- Ffrench-Constant, R.H., Somers-Yeates, R., Bennie, J., Economou, T., Hodgson, D., Spalding, A. & McGregor, P.K. 2016. Light pollution is associated with earlier tree budburst across the United Kingdom. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1833), e20160813. doi: 10.1098/rspb.2016.0813
- Fitzky, A.C., Sandén, H., Karl, T., Fares, S., Calfapietra, C., Grote, R., ... Rewald, B. 2019. The Interplay Between Ozone and Urban Vegetation—BVOC Emissions, Ozone Deposition, and Tree Ecophysiology. *Frontiers in Forests and Global Change*, 2(50). doi: 10.3389/ffgc.2019.00050

Fostad, O. & Pedersen, P.A. 1997. Vitality, Variation, and Causes of Decline of Trees in Oslo Center (Norway). *Journal of Arboriculture*, 23:155-165.

Garcia-Plazaola, J.I., Faria, T., Abadia, J., Chaves, M.M. & Pereira, J.S. 1997. Seasonal changes in xanthophyll composition and photosynthesis of cork oak (*Quercus suber* L.) leaves under mediterranean climate. *Journal of Experimental Botany*, 48(9):1667-1674.
doi: 10.1093/jxb/48.9.1667

García-Sánchez, F., Syvertsen, J.P., Gimeno, V., Botía, P. & Perez-Perez, J.G. 2007. Responses to flooding and drought stress by two citrus rootstock seedlings with different water-use efficiency. *Physiologia Plantarum*, 130(4):532-542. doi: 10.1111/j.1399-3054.2007.00925.x

Gericke, M., van der Waal, B., Cilliers, S., van Heerden, R. & Kruger, G. 2005. Did Aardklop 2005 sign the death penalty of the oak trees on the Bult over the long term? (Unpublished).

Ghorani-Azam, A., Riahi-Zanjani, B. & Balali-Mood, M. 2016. Effects of air pollution on human health and practical measures for prevention in Iran. *Journal of research in medical sciences*, 21:65-65. doi: 10.4103/1735-1995.189646

Gieger, T. & Thomas, F. 2002. Effects of defoliation and drought stress on biomass partitioning and water relations of *Quercus robur* and *Quercus petraea*. *Basic and Applied Ecology*, 3: 171-181. doi: 10.1078/1439-1791-00091

Gielen, B., Low, M., Deckmyn, G., Metzger, U., Franck, F., Heerdt, C., ... Ceulemans, R. 2006. Chronic ozone exposure affects leaf senescence of adult beech trees: a chlorophyll fluorescence approach. *Journal of Experimental Botany*, 58(4):785-795. doi: 10.1093/jxb/erl222

Gilman, E.F. & Watson, D.G. 2015. *Quercus robur*: English Oak.
<https://edis.ifas.ufl.edu/pdf/ST/ST55800.pdf>

Giovannelli, A., Muzzini, V.G., Traversi, M.L. & Cinti, B.D. 2020. Early Detection of Decline in Tree Health. Could the Pace of Stem Water Be an Effective Indicator? *Environmental Sciences Proceedings*, 3(1), e44. doi: 10.3390/iecf2020-08112

Godefroid, S. & Koedam, N. 2004. The impact of forest paths upon adjacent vegetation: effects of the path surfacing material on the species composition and soil compaction. *Biological Conservation*, 119(3):405-419. doi: 10.1016/j.biocon.2004.01.003

Gómez-Baggethun, E., Gren, Å., Barton, D.N., Langemeyer, J., McPhearson, T., O'Farrell, P. Andersson, E., Hamstead, Z. & Kremer, P. Kremer, P. 2013. Urban Ecosystem Services.

In: Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P.J., McDonald, R.I. ... Wilkinson, C., eds. *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities*. Dordrecht: Springer Netherlands. pp. 175-251.

Gorbe, E. & Calatayud, A. 2012. Applications of chlorophyll fluorescence imaging technique in horticultural research: A review. *Scientia Horticulturae*, 138:24-35. doi: 10.1016/j.scienta.2012.02.002

Gottschalk, K. 1997. Oak decline around the world. *USDA Interagency Gypsy Moth Research Forum*: 3-13.

Grossiord, C., Buckley, T.N., Cernusak, L.A., Novick, K.A., Poulter, B., Siegwolf, R.T.W., ... Mcdowell, N.G. 2020. Plant responses to rising vapor pressure deficit. *New Phytologist*, 226(6):1550-1566. doi: 10.1111/nph.16485

Gunawardena, K.R., Wells, M.J. & Kershaw, T. 2017. Utilising green and bluespace to mitigate urban heat island intensity. *Science of The Total Environment*, 584-585:1040-1055. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.01.158

Guo, W., Nazim, H., Liang, Z. & Yang, D. 2016. Magnesium deficiency in plants: An urgent problem. *The Crop Journal*, 4(2):83-91. doi: 10.1016/j.cj.2015.11.003

Haldimann, P., Galle, A. & Feller, U. 2008. Impact of an exceptionally hot dry summer on photosynthetic traits in oak (*Quercus pubescens*) leaves. *Tree physiology*, 28:785-795. doi: 10.1093/treephys/28.5.785

Hallenbeck, P., Lazaro, C. & Sagir, E. 2018. CHAPTER 1: Photosynthesis and Hydrogen from Photosynthetic Microorganisms. In: Seibert, M., Giuseppe, T., eds. *Microalgal Hydrogen Production: Achievements and Perspectives*. doi: 10.1039/9781849737128 pp. 1-30.

Haque, I. 1987. Molybdenum in soils and plants and its potential importance to livestock nutrition, with special reference to sub-Saharan Africa. *ILCA Bulletin*, 26:20-28.

Hayat, S., Hayat, Q., Alyemeni, M.N., Wani, A.S., Pichtel, J. & Ahmad, A. 2012. Role of proline under changing environments. *Plant Signaling & Behavior*, 7(11):1456-1466. doi: 10.4161/psb.21949

Haynes, R. 1986. Uptake and assimilation of mineral nitrogen by plants. In: Haynes, R., ed. *Mineral nitrogen in the plant-soil system*. Orlando: Academic Press. pp. 303-378.

Helama, S., Läänelaid, A., Raisio, J. & Tuomenvirta, H. 2009. Oak decline in Helsinki portrayed by tree-rings, climate and soil data. *Plant and Soil*, 319(1-2):163-174.
doi: 10.1007/s11104-008-9858-z

The Heritage Portal. 2017. The historic oak avenue of Potchefstroom may have a future.
<http://www.theheritageportal.co.za/notice/historic-oak-avenue-potchefstroom-may-have-future>
Date of access: 6 Mei 2020.

Hinckley, T., Lassoie, J. & Running, S. 1978. Temporal and Spatial Variations in the Water Status of Forest Trees. *Forest Science*, 24(supp. 1):a0001-z0001.

Hirons, A. 2015. Tree Nutrition. *The Plantsman*, 14(4):236-241.

Hopkins, W.G. & Huner, N.P.A. 2008. *Introduction to Plant Physiology*. 4th ed. New Jersey: Wiley Global Education.

Isaksson, C. 2020. Urban ecophysiology: beyond costs, stress and biomarkers. *Journal of Experimental Biology*, 223(22), jeb203794. doi: 10.1242/jeb.203794

Jim, C.Y. 2005. Outstanding remnants of nature in compact cities: patterns and preservation of heritage trees in Guangzhou city (China). *Geoforum*, 36(3):371-385.
doi: 10.1016/j.geoforum.2004.06.004

Jim, C.Y. & Chen, W.Y. 2008. Assessing the ecosystem service of air pollutant removal by urban trees in Guangzhou (China). *Journal of Environmental Management*, 88(4):665-676.
doi: 10.1016/j.jenvman.2007.03.035

Jim, C.Y. 2019. Soil volume restrictions and urban soil design for trees in confined planting sites. *Journal of Landscape Architecture*, 14(1):84-91. doi: 10.1080/18626033.2019.1623552

Johnstone, D., Moore, G., Tausz, M. & Nicolas, M. 2013. The measurement of plant vitality in landscape trees. *Arboricultural Journal*, 35(1):18-27. doi: 10.1080/03071375.2013.783746

Kasprowicz, M. 2010. Acidophilous oak forests of the Wielkopolska region (West Poland) against the background of Central Europe. *Biodiversity: Research and Conservation*, 20(1): 1-212.

Kaur, H. & Garg, N. 2021. Zinc toxicity in plants: a review. *Planta*, 253(6).
doi: 10.1007/s00425-021-03642-z

Khaleghi, E., Arzani, K., Moallemi, N. & Barzegar, M. 2012. Evaluation of chlorophyll content and chlorophyll fluorescence parameters and relationships between chlorophyll *a*, *b* and chlorophyll content index under water stress in *Olea europaea* cv. Dezful. *World Academy of Science, Engineering and Technology*, 6:1154-1157.

Kleiber, T., Krzyżaniak, M., Świerk, D., Haenel, A. & Gałęcka, S. 2019. How does the content of nutrients in soil affect the health status of trees in city parks? *PLoS ONE*, 14(9), e0221514. doi: 10.1371/journal.pone.0221514

Klein, R., Koeser, A., Hauer, R. & Hansen, G. 2018. A Review of Tree Risk Assessment and Risk Perception Literature Relating to Arboriculture and Urban Forestry. *Arboriculture & Urban Forestry*.

Klepper, B. 1968. Diurnal Pattern of Water Potential in Woody Plants. *Plant Physiology*, 43(12):1931-1934. doi: 10.1104/pp.43.12.1931

Kreider, M.L., Unice, K.M. & Panko, J.M. 2020. Human health risk assessment of Tire and Road Wear Particles (TRWP) in air. *Human and Ecological Risk Assessment*, 26(10):2567-2585. doi: 10.1080/10807039.2019.1674633

Krüger, G.H.J., Jordaan, A., Tiedt, L.R., Strasser, R.J., Louw, M.K. & Berner, J.M. 2017. Opportunistic survival strategy of *Welwitschia mirabilis*: recent anatomical and ecophysiological studies elucidating stomatal behaviour and photosynthetic potential. *Botany*, 95(12):1109-1123. doi: 10.1139/cjb-2017-0095

Kusaka, M., Pietkiewicz, S., Podlaski, S., Wiśniewski, G., Chołuj, D., Łukasik, I. & Kalaji, H. 2014. Photosynthetic efficiency of virginia mallow (*Sida hermaphrodita* (L.) Rusby) under differentiated soil moisture conditions. *International Journal of Sustainable Water and Environmental System*, 6:89-95.

Lambers, H., Chapin, F.S. & Pons, T.L. 2008. *Plant Physiological Ecology*. 2nd ed. New York: Springer.

Layman, R.M., Day, S.D., Mitchell, D.K., Chen, Y., Harris, J.R. & Daniels, W. 2016. Below ground matters: Urban soil rehabilitation increases tree canopy and speeds establishment. *Urban Forestry & Urban Greening*, 16:25-35.

Lesser, L.M. 2001. Hardscape damage by tree roots. *Journal of Arboriculture*, 27(5):272-276.

Livesley, S.J., McPherson, E.G. & Calfapietra, C. 2016. The Urban Forest and Ecosystem Services: Impacts on Urban Water, Heat, and Pollution Cycles at the Tree, Street, and City Scale. *Journal of Environmental Quality*, 45(1):119-124. doi: 10.2134/jeq2015.11.0567

Locosselli, G.M., Camargo, E.P.D., Moreira, T.C.L., Todesco, E., Andrade, M.D.F., de André, C.D.S.D., de André, P.A., Singer, J.M., Ferreira, L.S., Salvida, P.H.N. & Buckeridge, M.S. 2019. The role of air pollution and climate on the growth of urban trees. *Science of The Total Environment*, 666:652-661. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.291

Lu, T. & Wang, K.-s. 2008. Numerical analysis of the heat transfer associated with freezing/solidifying phase changes for a pipeline filled with crude oil in soil saturated with water during pipeline shutdown in winter. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 62(1):52-58. doi: 10.1016/j.petrol.2008.07.004.

Lyytimäki, J. 2017. Disservices of urban trees. In: Ferrini, F., Konijnendijk van den Bosch, C.C. & Fini, A., eds. *Routledge handbook of urban forestry*. London: Routledge. pp. 164-176.

Ma, P., Bai, T.-H., Wang, X.-Q. & Ma, F.-W. 2015. Effects of light intensity on photosynthesis and photoprotective mechanisms in apple under progressive drought. *Journal of Integrative Agriculture*, 14(9):1755-1766. doi: 10.1016/s2095-3119(15)61148-0

McPherson, E.G. 2007. Benefit-Based Tree Valuation. *Arboriculture & Urban Forestry*, 33(1): 1-11.

Manisalidis, I., Stavropoulou, E., Stavropoulos, A. & Bezirtzoglou, E. 2020. Environmental and Health Impacts of Air Pollution: A Review. *Frontiers in Public Health*, 8(14). doi: 10.3389/fpubh.2020.00014

Markwell, J., Osterman, J.C. & Mitchell, J.L. 1995. Calibration of the Minolta SPAD-502 leaf chlorophyll meter. *Photosynthesis Research*, 46(3):467-472. doi: 10.1007/bf00032301

Martinez-Trinidad, T., Watson, W.T., Arnold, M.A., Lombardini, L. & Appel, D.N. 2010. Comparing various techniques to measure tree vitality of live oaks. *Urban Forestry & Urban Greening*, 9(3):199-203.

Martínez-Vilalta, J., Poyatos, R., Aguadé, D., Retana, J. & Mencuccini, M. 2014. A new look at water transport regulation in plants. *New Phytologist*, 204(1):105-115. doi: 10.1111/nph.12912

- Mäser, P., Gierth, M. & Schroeder, J.I. 2002. Molecular mechanisms of potassium and sodium uptake in plants. In: Horst, W.J., Bürkert, A., Claassen, N., Flessa, H., Frommer, W.B., Goldbach, H. ... v. Wirén, N., eds. *Progress in Plant Nutrition: Plenary Lectures of the XIV International Plant Nutrition Colloquium: Food security and sustainability of agro-ecosystems through basic and applied research*. Dordrecht: Springer Netherlands. pp. 43-54.
- Mattheck, C. & Breloer, H. 1994. Field Guide For Visual Tree Assessment (VTA). *Arboricultural Journal*, 18(1):1-23. doi: 10.1080/03071375.1994.9746995
- Maxwell, K. & Johnson, G.N. 2000. Chlorophyll fluorescence – a practical guide. *Journal of Experimental Botany*, 51(345):659-668. doi: 10.1093/jxb/51.345.659
- May, P., Livesley, S. & Shears, I. 2013. Managing and Monitoring Tree Health and Soil During Extreme Drought Managing and Monitoring Tree Health and Soil Water Status During Extreme Drought in Melbourne, Victoria. *Urban Forestry & Urban Greening*, 39:136-145.
- McCutchan, H. & Shackel, K.A. 1992. Stem-water Potential as a Sensitive Indicator of Water Stress in Prune Trees (*Prunus domestica* L. cv. French). *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 117(4):607-611. doi: 10.21273/jashs.117.4.607
- McDowell, N., Pockman, W.T., Allen, C.D., Breshears, D.D., Cobb, N., Kolb, T. ... Yezpez, E.A. 2008. Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought? *New Phytologist*, 178(4):719-739. doi: 10.1111/j.1469-8137.2008.02436.x
- McPhearson, T., Andersson, E., Elmqvist, T. & Frantzeskaki, N. 2014. Resilience of and through Urban Ecosystem Services. *Ecosystem Services*, 12:152-156. doi: 10.1016/j.ecoser.2014.07.012
- Meerow, S., Newell, J. & Stults, M. 2016. Defining urban resilience: A review. *Landscape and Urban Planning*, 147:38-49. doi: 10.1016/j.landurbplan.2015.11.011
- Menzies, N. & Lucia, S. 2009. The science of phosphorus nutrition: forms in the soil, plant uptake, and plant response. *Science*, 18(09). <https://grdc.com.au/resources-and-publications/grdc-update-papers/tab-content/grdc-update-papers/2009/02/the-science-of-phosphorus-nutrition-forms-in-the-soil-plant-uptake-and-plant-response>
- Merchant, A., Tausz, M., Arndt, S.K. & Adams, M.A. 2006. Cyclitols and carbohydrates in leaves and roots of 13 Eucalyptus species suggest contrasting physiological responses to water deficit. *Plant, Cell and Environment*, 29(11):2017-2029. doi: 10.1111/j.1365-3040.2006.01577.x

Mishra, R.K., Shukla, A., Parida, M. & Pandey, G. 2016. Urban roadside monitoring and prediction of CO, NO₂ and SO₂ dispersion from on-road vehicles in megacity Delhi.

Transportation Research Part D: Transport and Environment, 46:157-165.

doi: 10.1016/j.trd.2016.03.019

Moore, M., Gould, P. & Keary, B.S. 2003. Global urbanization and impact on health.

International Journal of Hygiene and Environmental Health, 206(4):269-278.

doi: 10.1078/1438-4639-00223

Moricca, S., Bracalini, M., Croci, F., Corsinovi, S., Tiberi, R., Ragazzi, A. & Panzavolta, T. 2018. Biotic Factors Affecting Ecosystem Services in Urban and Peri-Urban Forests in Italy: The Role of Introduced and Impending Pathogens and Pests. *Forests*, 9(2):65. doi: 10.3390/f9020065

Moyo, G.G. & Chikuni, M. 2016. Influence of anthropogenic activities on the initial establishment and growth rate of introduced *Senna siamea* in Zomba-Malosa Forest Reserve, Malawi.

Open Science Journal, 1(4). doi: 10.23954/osj.v1i4.673

Mrđan, S., Ljubojević, M., Orlović, S., Čukanović, J. & Dulić, J. 2017. Poisonous and allergenic plant species in preschool's and primary school's yards in the city of Novi Sad. *Urban Forestry & Urban Greening*, 25:112-119. doi: 10.1016/j.ufug.2017.05.007

Mueller-Dombois, D. 1986. Perspectives For An Etiology Of Stand-Level Dieback.

Annual Review of Ecology and Systematics, 17(1):221-243.

doi: 10.1146/annurev.es.17.110186.001253

Mueller-Dombois, D. 1987. Natural Dieback in Forests. *Bioscience*, 37. doi: 10.2307/1310668

Mueller-Dombois, D. 1992. A Natural Dieback Theory, cohort senescence as an alternative to the decline disease theory. *Forest decline concepts*: 26-37.

Müller, N., Kuttler, W. & Barlag, A. 2014. Analysis of the subsurface urban heat island in Oberhausen, Germany. *Climate Research*, 58(3):247-256. doi: 10.3354/cr01195

Murchie, E.H. & Lawson, T. 2013. Chlorophyll fluorescence analysis: a guide to good practice and understanding some new applications. *Journal of Experimental Botany*, 64(13):3983-3998. doi: 10.1093/jxb/ert208

Nawaz, M.F., Bourrié, G. & Trolard, F. 2013. Soil compaction impact and modelling. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33(2):291-309. doi: 10.1007/s13593-011-0071-8

Nayyar, H. & Walia, D.P. 2003. Water stress induced proline accumulation in contrasting wheat genotypes as affected by calcium and abscisic acid. *Biologia Plantarum*, 46(2):275-279.

Nieminen, T.M., Ukonmaanaho, L., Rausch, N. & Shotyk, W. 2007. Biogeochemistry of Nickel and Its Release into the Environment. *Metal ions in life sciences*, 2:1-30.

Nitschke, C., Nichols, S., Allen, K., Dobbs, C., Livesley, S., Baker, P. & Lynch, Y. 2017. The influence of climate and drought on urban tree growth in southeast Australia and the implications for future growth under climate change. *Landscape and Urban Planning*, 167: 275-287. doi: 10.1016/j.landurbplan.2017.06.012

Nowak, D.J. 1993. Atmospheric Carbon Reduction by Urban Trees. *Journal of Environmental Management*, 37(3):207-217. doi: 10.1006/jema.1993.1017

Nowak, D. 1995. Trees pollute? A "TREE" explains it all. In: Kollin, C., ed. *Proceedings of the 7th National Urban Forest Conference*. Washington, DC: American Forests. pp. 28-30.

Nowak, D.J. & Crane, D.E. 2002. Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution*, 116(3):381-389. doi: 10.1016/S0269-7491(01)00214-7

Nowak, D.J., Crane, D.E. & Stevens, J.C. 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban forestry & urban greening*, 4(3-4):115-123.

Nowak, D.J., Greenfield, E.J., Hoehn, R.E. & Lapoint, E. 2013. Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environmental Pollution*, 178:229-236. doi: 10.1016/j.envpol.2013.03.019

Oberg, A. 2019. Problematizing Urban Shit(ting): Representing Human Waste as a Problem. *International Journal of Urban and Regional Research*, 43(2):377-392. doi: 10.1111/1468-2427.12744

Oleson, K.W., Bonan, G.B. & Feddema, J. 2010. Effects of white roofs on urban temperature in a global climate model. *Geophysical Research Letters*, 37(3). doi: 10.1029/2009gl042194

Ow, L.F., Yeo, T.Y. & Sim, E.K. 2011. Identification of drought-tolerant plants for roadside greening—An evaluation of chlorophyll fluorescence as an indicator to screen for drought tolerance. *Urban Forestry & Urban Greening*, 10(3):177-184. doi: 10.1016/j.ufug.2011.03.001

- Pacia, A., Nowakowska, J., Tkaczyk, M., Sikora, K., Tereba, A., Borys, M., ... Oszako, T. 2017. Common Ash Stand Affected by Ash Dieback in the Wolica Nature Reserve in Poland. *Baltic Forestry*, 23(1):183-197.
- Pellegrini, E., Hoshika, Y., Dusart, N., Cotrozzi, L., Gérard, J., Nali, C., ... Paoletti, E. 2019. Antioxidative responses of three oak species under ozone and water stress conditions. *Science of The Total Environment*, 647:390-399. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.07.413
- Percival, G. 2004. Evaluation of physiological tests as predictors of young tree establishment and growth. *Journal of Arboriculture*, 30:80-91.
- Percival, G. 2005. The use of chlorophyll fluorescence to identify chemical and environmental stress in leaf tissue of three oak (*Quercus*) species. *Journal of Arboriculture*, 31(5):215.
- Percival, G., Keary, I. & Noviss, K. 2008. The Potential of a Chlorophyll Content SPAD Meter to Quantify Nutrient Stress in Foliar Tissue of Sycamore (*Acer pseudoplatanus*), English Oak (*Quercus robur*), and European Beech (*Fagus sylvatica*). *Arboriculture and Urban Forestry*, 34(2):89-100.
- Perez-Priego, O., Zarco-Tejada, P.J., Miller, J.R., Sepulcre-Canto, G. & Fereres, E. 2005. Detection of water stress in orchard trees with a high-resolution spectrometer through chlorophyll fluorescence in-filling of the O/sub 2/-A band. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 43(12):2860-2869. doi: 10.1109/tgrs.2005.857906
- Perkins, D., Uhl, E., Biber, P., Du Toit, B., Carraro, V., Rötzer, T. & Pretzsch, H. 2018. Impact of Climate Trends and Drought Events on the Growth of Oaks (*Quercus robur* L. and *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) within and beyond their Natural Range. *Forests*, 9(3), e108. doi: 10.3390/f9030108
- Petrova, S., Yurukova, L. & Velcheva, I. 2014. Assessment of the urban trees health status on the base of nutrient and pigment content in their leaves. *Journal of Biological Sciences and Biotechnology*, 3(1):69-77.
- Piczak, K. 2003. Metal Concentrations in Deciduous Tree Leaves from Urban Areas in Poland. *Environmental Monitoring and Assessment*, 86(3):273-287. doi: 10.1023/a:1024076504099
- Pohrt, R. 2019. Tire Wear Particle Hot Spots – Review Of Influencing Factors. *Facta Universitatis, Series: Mechanical Engineering*, 17(1):17. doi: 10.22190/fume190104013p

- Pollastrini, M., Holland, V., Brüggemann, W., Koricheva, J., Jussila, I., Scherer-Lorenzen, M., ... Bussotti, F. 2014. Interactions and competition processes among tree species in young experimental mixed forests, assessed with chlorophyll fluorescence and leaf morphology. *Plant Biology*, 16(2):323-331. doi: 10.1111/plb.12068
- Pouyat, R.V., Yesilonis, I.D., Szlavecz, K., Csuzdi, C., Hornung, E., Korsós, Z., ... Giorgio, V. 2008. Response of forest soil properties to urbanization gradients in three metropolitan areas. *Landscape Ecology*, 23(10):1187-1203. doi: 10.1007/s10980-008-9288-6
- Pouyat, R.V., Yesilonis, I.D., Dombos, M., Szlavecz, K., Setälä, H., Cilliers, S., ... Yarwood, S. 2015. A Global Comparison of Surface Soil Characteristics Across Five Cities: A Test of the Urban Ecosystem Convergence Hypothesis. *Soil Science*, 180(4/5):136-145. doi: 10.1097/ss.0000000000000125
- Prsa, I., Stampar, F., Vodnik, D. & Veberic, R. 2007. Influence of nitrogen on leaf chlorophyll content and photosynthesis of 'Golden Delicious' apple. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Plant Soil Science*, 57(3):283-289. doi: 10.1080/09064710600982878
- Purvis, E.R. 1955. Minor Elements in Plant Nutrition, Review of role of molybdenum in soils and plants. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 3(8):666-669.
- Raghavan, G.S.V., Alvo, P. & McKyes, E. 1990. Soil Compaction in Agriculture: A View Toward Managing the Problem. In: Lal, R. & Stewart, B.A., eds. *Advances in Soil Science: Soil Degradation Volume 11*. New York, Springer New York. pp. 1-36.
- Redillas, M.C.F., Jeong, J., Strasser, R., Kim, Y. & Kim, J.J. 2011. JIP Analysis on Rice (*Oryza sativa* cv Nipponbare) Grown under Limited Nitrogen Conditions. *Journal of the Korean Society for Applied Biological Chemistry*, 54(5):827-832. doi: 10.1007/BF03253169
- Ridolfi, M., Roupsard, O., Garrec, J. & Dreyer, E. 1996. Effects of a calcium deficiency on stomatal conductance and photosynthetic activity of *Quercus robur* seedlings grown on nutrient solution. *Annales des Sciences Forestières*, 53(2-3):325-335. doi: 10.1051/forest:19960215
- Rodrigues, P., Pedroso, V., Gouveia, J., Martins, S., Lopes, C. & Alves, I. 2012. Influence of soil water content and atmospheric conditions on leaf water potential in cv. "Touriga Nacional" deep-rooted vineyards. *Irrigation Science*, 30(5):407-417.
- Rossini, M., Panigada, C., Meroni, M. & Colombo, R. 2006. Assessment of oak forest condition based on leaf biochemical variables and chlorophyll fluorescence. *Tree physiology*, 26:1487-1496. doi: 10.1093/treephys/26.11.1487

Sæbø, A., Borzan, Ž., Ducatillion, C., Hatzistathis, A., Lagerström, T., Supuka, J., ... Van Slycken, J. 2005. The Selection of Plant Materials for Street Trees, Park Trees and Urban Woodland. In: Schipperijn, J., Pillmann, W., Tyrvalinen, L., Mäkinen, K., & O'Sullivan, R., eds. *Urban Forests and Trees*. Dordrecht: Springer. pp. 257-280.

Saeedipour, S. 2012. Relationship of Grain Yield, ABA and Proline Accumulation in Tolerant and Sensitive Wheat Cultivars as Affected by Water Stress. *Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences*, 83(3):311-315.

Samborska, I.A., Kalaji, H.M., Sieczko, L., Borucki, W., Mazur, R., Kouzmanova, M. & Goltsev, V. 2019. Can just one-second measurement of chlorophyll a fluorescence be used to predict sulphur deficiency in radish (*Raphanus sativus* L. sativus) plants? *Current Plant Biology*, 19:100096. doi: 10.1016/j.cpb.2018.12.002

Sancho-Knapik, D., Mendoza-Herrer, Ó., Gil-Pelegrín, E. & Peguero-Pina, J. 2018. Chl Fluorescence Parameters and Leaf Reflectance Indices Allow Monitoring Changes in the Physiological Status of *Quercus ilex* L. under Progressive Water Deficit. *Forests*, 9(7):400. doi: 10.3390/f9070400

Sankar, B., Jaleel, C.A., Manivannan, P., Kishorekumar, A., Somasundaram, R. & Panneerselvam, R. 2007. Drought-induced biochemical modifications and proline metabolism in *Abelmoschus esculentus* (L.) Moench. *Acta Botanica Croatica*, 66(1):43-56.

Sargeant, C.I., Singer, M.B. & Vallet-Coulomb, C. 2019. Identification of Source-Water Oxygen Isotopes in Trees Toolkit (ISO-Tool) for Deciphering Historical Water Use by Forest Trees. *Water Resources Research*, 55(12):10954-10975. doi: 10.1029/2018wr024519

Saveyn, A., Steppe, K. & Lemeur, R. 2007. Drought and the diurnal patterns of stem CO₂ efflux and xylem CO₂ concentration in young oak (*Quercus robur*). *Tree Physiology*, 27(3):365-374. doi: 10.1093/treephys/27.3.365

Scalenghe, R. & Ajmone Marsan, F. 2009. The anthropogenic sealing of soils in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, 90:1-10. doi: 10.1016/j.landurbplan.2008.10.011

Scharnweber, T., Manthey, M., Criegee, C., Bauwe, A., Schröder, C. & Wilmking, M. 2011. Drought matters – Declining precipitation influences growth of *Fagus sylvatica* L. and *Quercus robur* L. in north-eastern Germany. *Forest Ecology and Management*, 262(6):947-961. doi: 10.1016/j.foreco.2011.05.026

Scholander, P.F., Bradstreet, E.D., Hemmingsen, E.A. & Hammel, H.T. 1965. Sap Pressure in Vascular Plants. Negative hydrostatic pressure can be measured in plants. *Science*, 148(3668):339-346. doi: 10.1126/science.148.3668.339

Schroeder, H. & Tiberi, R. 2014. Ecological Interactions of the Host-Insect System *Quercus robur* and *Tortrix viridana*. In: Fenning, T., ed. *Challenges and Opportunities for the World's Forests in the 21st Century*. Dordrecht: Springer Netherlands. pp. 739-765.

Schütte, K.H. 1957. The significance of micronutrients. *Economic Botany*, 11(2):146-159. doi: 10.1007/bf02985304

Selig, M. & Bohne, H. 2017. Drought stress reactions of different populations of *Quercus robur* L. and *Tilia cordata* Mill. *Journal of Environmental Horticulture*, 35(1):6-12. doi: 10.24266/0738-2898-35.1.6

Selochnik, N., Pashenova, N., Sidorov, E., Wingfield, M. & Linnakoski, R. 2015. Ophiostomatoid fungi and their roles in *Quercus robur* die-back in Tellermann forest, Russia. *Silva Fennica*, 49(5), e1328. doi: 10.14214/sf.1328

Sepúlveda, P.J. & Johnstone, D. 2018. A Novel Way of Assessing Plant Vitality in Urban Trees. *Forests*, 10(1), e2. doi: 10.3390/f10010002

Shackleton, C.M., Ruwanda, S., Sinasson Sanni, G.K., Bennett, S., De Lacy, P., Modipa, R., ... Thondhlana, G. 2016. Unpacking Pandora's Box: Understanding and Categorising Ecosystem Disservices for Environmental Management and Human Wellbeing. *Ecosystems*, 19(4):587-600. doi: 10.1007/s10021-015-9952-z

Shah, A.N., Tanveer, M., Shahzad, B., Yang, G., Fahad, S., Ali, S., ... Souliyanonh, B. 2017. Soil compaction effects on soil health and crop productivity: an overview. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(11):10056-10067.

Sharma, A., Kapoor, D., Wang, J., Shahzad, B., Kumar, V., Bali, A.S., ... Yan, D. 2020. Chromium Bioaccumulation and Its Impacts on Plants: An Overview. *Plants*, 9(1):100. doi: 10.3390/plants9010100

Shigo, A.L. 1991. *Modern arboriculture : a systems approach to the care of trees and their associates*. Durham: Shigo and Trees.

Signorelli, S. 2016. The Fermentation Analogy: A Point of View for Understanding the Intriguing Role of Proline Accumulation in Stressed Plants. *Frontiers in Plant Science*, 7, e1339. doi: 10.3389/fpls.2016.01339

Skiadaresis, G., Schwarz, J.A. & Bauhus, J. 2019. Groundwater Extraction in Floodplain Forests Reduces Radial Growth and Increases Summer Drought Sensitivity of Pedunculate Oak Trees (*Quercus robur* L.). *Frontiers in Forests and Global Change*, 2(5), e1328. doi: 10.3389/ffgc.2019.00005

Spieß, N., Oufir, M., Matušíková, I., Stierschneider, M., Kopecky, D., Homolka, A., ... Wilhelm, E. 2012. Ecophysiological and transcriptomic responses of oak (*Quercus robur*) to long-term drought exposure and rewatering. *Environmental and Experimental Botany*, 77:117-126. doi: 10.1016/j.envexpbot.2011.11.010

Spitschan, M., Aguirre, G.K., Brainard, D.H. & Sweeney, A.M. 2016. Variation of outdoor illumination as a function of solar elevation and light pollution. *Scientific Reports*, 6(1):26756. doi: 10.1038/srep26756

Stearns, S.C. 2000. Life history evolution: successes, limitations, and prospects. *Naturwissenschaften*, 87(11):476-486.

Strasser, R., Srivastava, A. & Tsimilli-Michael, M. 2000. The fluorescence transient as a tool to characterize and screen photosynthetic samples. In: Yunus, M., Pathre, U. & Mohanty, P., eds. *Probing photosynthesis: Mechanism, regulation and adaptation*. Boca Raton: CRC Press. pp. 445-483.

Strasser, R., Tsimilli-Michael, M., Qiang, S. & Goltsev, V. 2010. Simultaneous in vivo recording of prompt and delayed fluorescence and 820-nm reflection changes during drying and after rehydration of the resurrection plant *Haberlea rhodopensis*. *Biochimica et biophysica acta*, 1797:1313-1326. doi: 10.1016/j.bbabi.2010.03.008

Stratópoulos, Zhang, Häberle, Pauleit, Duthweiler, Pretzsch & Rötzer. 2019. Effects of Drought on the Phenology, Growth, and Morphological Development of Three Urban Tree Species and Cultivars. *Sustainability*, 11(18), e5117. doi: 10.3390/su11185117

Su, Y., Renz, M., Cui, B., Sun, X., Ouyang, Z. & Wang, X. 2021. Leaf Morphological and Nutrient Traits of Common Woody Plants Change Along the Urban–Rural Gradient in Beijing, China. *Frontiers in Plant Science*, 12(1794). doi: 10.3389/fpls.2021.682274

Szabados, L. & Savouré, A. 2010. Proline: a multifunctional amino acid. *Trends in Plant Science*, 15(2):89-97. doi: 10.1016/j.tplants.2009.11.009

Takebayashi, H., Kasahara, M., Tanabe, S. & Kouyama, M. 2017. Analysis of Solar Radiation Shading Effects by Trees in the Open Space around Buildings. *Sustainability*, 9:1398. doi: 10.3390/su9081398

Thomsen, S., Reisdorff, C., Gröngroft, A., Jensen, K. & Eschenbach, A. 2020. "Responsiveness of mature oak trees (*Quercus robur* L.) to soil water dynamics and meteorological constraints in urban environments". *Urban Ecosystems*, 23:1-14. doi: 10.1007/s11252-019-00908-z

Tiway, A. & Kumar, P. 2014. Impact evaluation of green–grey infrastructure interaction on built-space integrity: An emerging perspective to urban ecosystem service. *Science of The Total Environment*, 487:350-360. doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.03.032

Uhrin, P. & Supuka, J. 2016. Quality assessment of urban trees using growth visual and chlorophyll fluorescence indicators. *Ekológia (Bratislava)*, 35(2):160-172. doi: 10.1515/eko-2016-0013

Uttara, S., Bhuvandas, N. & Aggarwal, V. 2012. Impacts of urbanization on environment. *International Journal of Research in Engineering and Applied Sciences*, 2(2):1637-1645.

Van Heerden, P.D.R., Swanepoel, J.W. & Krüger, G.H.J. 2007. Modulation of photosynthesis by drought in two desert scrub species exhibiting C3-mode CO₂ assimilation. *Environmental and Experimental Botany*, 61(2):124-136.

Van Hees, A. 1997. Growth and morphology of pedunculate oak (*Quercus robur* L) and beech (*Fagus sylvatica* L) seedlings in relation to shading and drought. *Annales des Sciences Forestières*, 54(1):9-18.

Van Rensburg, L., Krüger, G.H.J., Ubbink, B., Scholes, M.C. & Peacock, J. 1997. A phytocentric perspective of *Asterolecanium quercicola* Bouché infestation on *Quercus robur* L. trees along an urbanization gradient. *South African Journal of Botany*, 63(1):25-31. doi: 10.1016/s0254-6299(15)30688-8

Van Rensburg, L., Krüger, G.H.J., Ubbink, B., Stassen, J. & Van Hamburg, H. 1997. Seasonal performance of *Quercus robur* L. along an urbanization gradient. *South African Journal of Botany*, 63(1):32-36. doi: 10.1016/s0254-6299(15)30689-x

- Venn, S.J. & Niemelä, J.K. 2004. Ecology in a multidisciplinary study of urban green space: the URGE project. *Boreal environment research*, 9(6):479-489.
- Vooyoys, R., Cilliers, S.S., Berner, J. & Breytenbach, W. 2014. Ekologiese benadering vir die bepaling van die toestand van die historiese eikeboomlaning in Potchefstroom: referaatopsomming. *Suid-Afrikaanse Tydskrif vir Natuurwetenskap en Tegnologie*, 33(1).
- Vranckx, G., Jacquemyn, H., Mergeay, J., Cox, K., Janssens, P., Gielen, B.A.S., ... Honnay, O. 2014. The effect of drought stress on heterozygosity–fitness correlations in pedunculate oak (*Quercus robur*). *Annals of Botany*, 113(6):1057-1069. doi: 10.1093/aob/mcu025
- Vredenberg, W., Durchan, M. & Prášil, O. 2009. Photochemical and photoelectrochemical quenching of chlorophyll fluorescence in photosystem II. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA): Bioenergetics*, 1787(12):1468-1478. doi: 10.1016/j.bbabi.2009.06.008
- Wang, H., Ouyang, Z., Chen, W., Wang, X., Zheng, H. & Ren, Y. 2011. Water, heat, and airborne pollutants effects on transpiration of urban trees. *Environmental Pollution*, 159(8-9):2127-2137. doi: 10.1016/j.envpol.2011.02.031
- Wang, X.-M., Wang, X.-K., Su, Y.-B. & Zhang, H.-X. 2019. Land pavement depresses photosynthesis in urban trees especially under drought stress. *Science of The Total Environment*, 653:120-130. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.281
- Waring, R.H. 1987. Characteristics of Trees Predisposed to Die. *BioScience*, 37(8):569-574. doi: 10.2307/1310667
- Way, D.A., Oren, R. & Kroner, Y. 2015. The space-time continuum: the effects of elevated CO₂ and temperature on trees and the importance of scaling. *Plant, Cell & Environment*, 38(6):991-1007. doi: 10.1111/pce.12527
- White, P.J. 2003. Calcium in Plants. *Annals of Botany*, 92(4):487-511. doi: 10.1093/aob/mcg164
- Zargar, S.M., Gupta, N., Nazir, M., Mahajan, R., Malik, F.A., Sofi, N.R., ... Salgotra, R.K. 2017. Impact of drought on photosynthesis: Molecular perspective. *Plant Gene*, 11:154-159. doi: 10.1016/j.plgene.2017.04.003
- Zhang, C., Preece, C., Filella, I., Farré-Armengol, G. & Penuelas, J. 2017. Assessment of the Response of Photosynthetic Activity of Mediterranean Evergreen Oaks to Enhanced Drought Stress and Recovery by Using PRI and R690/R630. *Forests*, 8(10), e386. doi: 10.3390/f8100386

Zhong, Y., Xu, Y., Wang, X., Jia, T., Xia, G., Ma, A. & Zhang, L. 2019. Pipeline leakage detection for district heating systems using multisource data in mid- and high-latitude regions. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 151:207-222. doi: 10.1016/j.isprsjprs.2019.02.021

Zhori, A., Meco, M., Brandl, H. & Bachofen, R. 2015. In situ chlorophyll fluorescence kinetics as a tool to quantify effects on photosynthesis in *Euphorbia cyparissias* by a parasitic infection of the rust fungus *Uromyces pisi*. *BMC Research Notes*, 8(1). doi: 10.1186/s13104-015-1681-z

Zhu, J.-K. 2002. Salt And Drought Stress Signaltransduction In Plants. *Annual Review of Plant Biology*, 53(1):247-273. doi: 10.1146/annurev.arplant.53.091401.143329.

Živčák, M., Brestič, M., Olšovská, K. & Slamka, P. 2008. Performance index as a sensitive indicator of water stress in *Triticum aestivum* L. *Plant, Soil and Environment*, 54(4):133-139. doi: 10.17221/392-pse

Zukswert, J.M., Hallett, R., Bailey, S.W. & Sonti, N.F. 2021. Using regional forest nutrition data to inform urban tree management in the northeastern United States. *Urban Forestry & Urban Greening*, 57, e126917. doi: 10.1016/j.ufug.2020.126917

BYLAE

Bylaag A: Onderliggende en omringende (10 m) grondbedekkingskattings (%) van elke boom.

Boom- nommer	Teerpad	Kaal grond – verdig	Kaal grond – onverdig	Tuin – grasperk	Tuin – ander, struikgewas	Plaveisel – deurdringbaar	Plaveisel – ondeurdringbaar	Ander – geboue	Ander – Klipgruis	Ander – natuurlike grond
1	30	10			20		40			
2	10	10			30		50			
3	30	40			30					
4	35	5				35	5	20		
5	30	5				50	5	10		
6	40	30				30				
7	20	50			10				20	
8	20	50		10	20					
9	30				20		10		40	
10	30				20		10		40	
11	30	20			20		30			
12	20	30					50			
13	20	50					30			
14	20	50					30			
15	20	50		5			25			
16	20	45		25	5		5			
17	20	50		15	5		10			
18	20				70		10			
19	20				70		10			
20	30				60		10			
21	30	40		10	10		10			
22	20	30		25	5		20			
23	20	20					60			
24	20	10					70			
25	20	10					70			
26	20	10			5		65			
27	20	10			5		65			
28	20	40		35			5			
29	20	40		25			15			
30	20	40					40			
31	20	70					10			

[illegible]

Bylaag B: Chlorofilinhoudsindeks (CII) en chlorofilfluoresensie-parameterwaardes vir F_w/F_m en PI_{TOTAAL} vir Desember 2018 en Maart 2019.

Boom	Groep	CII	Desember 2018		Maart 2019	
			F_w/F_m	PI_{TOTAAL}	F_w/F_m	PI_{TOTAAL}
1	Ondeuringbare oppervlak	14.1	0.821	4.6324	0.783	2.3119
2	Ondeuringbare oppervlak	17.42222	0.788	1.2893	0.799	3.2721
3	Ondeuringbare oppervlak	11.58889	0.797	1.7227	0.781	1.7806
4	Ondeuringbare oppervlak	20.15556	0.818	3.3563	0.806	3.7518
5	Ondeuringbare oppervlak	17.8	0.829	6.0632	0.814	5.481
6	Ondeuringbare oppervlak	15.91111	0.823	5.9905	0.808	3.4368
7	Ondeuringbare oppervlak	13.43333	0.81	2.8465	0.801	1.932
8	Ondeuringbare oppervlak	16.11111	0.825	4.2468	0.771	1.2142
9	Klipgruis	16.78889	0.825	3.512	0.807	3.5682
10	Klipgruis	6.466667	0.831	6.9662	0.757	1.4408
11	Klipgruis	11.9	0.828	3.025	0.801	1.5756
12	Ondeuringbare oppervlak	22.3	0.83	11.2754	0.815	7.435
13	Ondeuringbare oppervlak	16.43333	0.833	3.0275	0.817	3.8904
14	Ondeuringbare oppervlak	11.93333	0.832	6.259	0.804	3.26
15	Ondeuringbare oppervlak	15.51111	0.794	2.0717	0.819	3.2351
16	Ondeuringbare oppervlak	16.71111	0.812	2.1188	0.798	3.4614
17	Ondeuringbare oppervlak	16.55556	0.822	2.086	0.812	3.0326
18	Tuin/grasperk	14.41111	0.813	1.6967	0.817	3.5248
19	Tuin/grasperk	23.64444	0.818	6.8472	0.816	4.2043
20	Tuin/grasperk	18.92222	0.825	5.5073	0.812	3.0755
21	Ondeuringbare oppervlak	20.15556	0.821	2.9581	0.806	2.7074

22	Ondeurdringbare oppervlak	19.67778	0.799	2.4706	0.808	4.2664
23	Ondeurdringbare oppervlak	15.75556	0.807	2.4218	0.799	2.124
24	Ondeurdringbare oppervlak	14.31111	0.806	1.6587	0.792	1.3021
25	Ondeurdringbare oppervlak	17.61111	0.831	4.0489	0.823	4.877
26	Ondeurdringbare oppervlak	19.96667	0.807	2.5656	0.819	4.0682
27	Ondeurdringbare oppervlak	20.36667	0.815	3.0601	0.805	2.8582
28	Ondeurdringbare oppervlak	17.92222	0.832	5.0285	0.789	2.2051
29	Ondeurdringbare oppervlak	23.03333	0.832	8.2652	0.813	4.7384
30	Ondeurdringbare oppervlak	18.64444	0.825	3.4859	0.825	3.6266
31	Ondeurdringbare oppervlak	21.36667	0.833	8.0039	0.828	5.2136
32	Ondeurdringbare oppervlak	24.91111	0.834	8.1524	0.815	4.2854
33	Ondeurdringbare oppervlak	20	0.822	5.622	0.823	3.8065
34	Ondeurdringbare oppervlak	12.08889	0.813	5.3708	0.797	1.9666
35	Ondeurdringbare oppervlak	19.52222	0.809	4.3943	0.812	4.2232
36	Ondeurdringbare oppervlak	15.12222	0.804	2.8857	0.816	3.8483
37	Ondeurdringbare oppervlak	21.67778	0.8	2.8567	0.82	4.8135
38	Tuin/grasperk	21.37778	0.835	10.7808	0.82	5.0262
39	Tuin/grasperk	14.48889	0.824	2.9513	0.814	2.9298
40	Tuin/grasperk	17.14444	0.822	2.3584	0.811	2.3605
41	Tuin/grasperk	15.66667	0.821	3.4985	0.805	3.0538
42	Tuin/grasperk	11.22222	0.81	1.5607	0.789	1.193
43	Tuin/grasperk	18.51111	0.831	2.9953	0.818	3.6235
44	Tuin/grasperk	16.32222	0.816	5.4882	0.788	3.8262
45	Tuin/grasperk	11.04444	0.81	2.5826	0.813	2.4929
46	Tuin/grasperk	14.94444	0.837	6.4452	0.825	5.4613

47	Tuin/grasperk	12.22222	0.82	5.0655	0.798	1.7609
48	Verwysing	24.67778	0.814	3.5069	0.814	5.3366
49	Verwysing	19.25	0.809	1.9275	0.811	3.3388
50	Verwysing	19.41111	0.815	3.3365	0.807	2.555

Bylaag C: Proliekkonsentrasie

Boom	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Prolie ($\mu\text{mol. g}^{-1}$)	0.413397	0.600756	0.522476	0.541725	0.485261	0.482694	0.385165	0.417247	0.235022	0.440346
Boom	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Prolie ($\mu\text{mol. g}^{-1}$)	0.537875	0.770148	0.506563	0.847144	0.374899	0.480128	0.663636	0.525042	0.659786	0.423664
Boom	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Prolie ($\mu\text{mol. g}^{-1}$)	0.741916	0.389015	0.809929	0.476278	0.832325	0.58664	0.50451	0.525042	0.608455	0.494244
Boom	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40
Prolie ($\mu\text{mol. g}^{-1}$)	0.700851	1.073001	0.519909	0.557124	0.581506	0.681602	0.460879	0.584073	0.489111	0.770148
Boom	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50
Prolie ($\mu\text{mol. g}^{-1}$)	0.473711	0.617438	0.545575	0.474995	0.528892	0.64182	0.436496	0.49296	0.459595	0.554558

Bylaag D: Voedingstofinhoud in bome (mg kg⁻¹).

	Be 9	B 11	Na 23	Mg 24	Al 27	P 31	K 39	Ca 43	Ti 47	V 51	Cr 53
1	0.001589	23.86	24.5	2743	30.26	1223	8822	6974	1.335	0.4997	16.93
2	0.001142	24.84	25.83	4281	26.82	1453	14190	7876	1.186	0.6306	5.016
3	0.003202	27.68	16.04	4681	31.88	1252	12010	9166	1.19	0.6159	2.862
4	0.001071	24.04	17.21	3453	28.85	1031	9257	8974	1.15	0.636	2.566
5	0.000742	11.93	15.88	3350	23.1	1232	11420	6463	1.02	0.5753	2.428
6	0.000695	15.57	11.71	3522	23.98	1011	6513	4871	1.001	0.409	1.847
7	0.000459	15.42	18.42	3331	21.02	1318	6960	6879	0.9686	0.5431	2.225
8	0.001059	48.3	11.33	3767	32.4	1117	5794	10670	1.565	0.559	5.659
9	0.001695	33.85	16.75	2915	45.7	1658	12620	8862	1.811	0.5828	2.323
10	0.00884	26.84	12.13	5609	40.89	1266	10450	18000	0.9628	0.2363	1.33
11	0.00093	67.37	22.25	4749	39.94	1119	9084	10470	1.548	0.5988	2.582
12	0.003037	65.97	15.16	2827	42.71	1271	6724	6889	1.597	0.538	2.128
13	0.001036	12.3	14.06	2770	45.54	951.1	7424	7692	1.637	0.5445	2.132
14	0.000589	17.58	11.62	1989	24.1	1497	7114	4892	1.137	0.4911	2.042
15	0.000377	14.96	13.45	3404	22.72	1145	9515	7740	0.9419	0.4532	1.885
16	0.001377	13.39	15.9	3556	48.37	1392	17140	10190	2.661	0.3785	1.533
17	0.001048	32.87	10.14	3002	26.62	1073	7745	8241	1.2	0.4862	2.01
18	0.000906	25.63	13.62	2337	30.58	1201	11660	7107	1.414	0.5201	2.034
19	0.001048	21.57	13.23	2656	27.57	1218	9604	9384	1.275	0.4676	1.888
20	0.000812	21.23	10.4	2704	28.25	1245	9980	7579	1.262	0.4562	1.917
21	0.000283	14.9	7.287	2368	19.81	1188	6990	7691	1.106	0.4432	1.828
22	0.000247	18.03	6.833	1607	14.75	1101	8417	4619	0.8668	0.4309	1.98
23	0.000141	15.27	7.397	2339	18.02	1106	6747	4826	1.129	0.4461	1.857
24	0.000589	12.64	9.087	1727	17.37	1095	9761	6399	0.8983	0.3887	1.672
25	0.001282	20.36	13.05	3402	31.14	1087	6620	8529	1.089	0.3337	1.544
26	0.000462	22.58	11.57	3053	16.12	1479	7555	8603	0.862	0.5003	2.067
27	0.000924	10.66	11.86	2185	38.49	1619	8022	5396	1.671	0.5222	2.139
28	0.00045	11.59	10.65	3017	17.52	1280	7048	4142	0.9424	0.4219	7.893
29	0.00052	22.98	13.89	2363	21.74	1108	8935	4694	1.109	0.3993	2.776
30	0.000751	27.47	7.739	2176	13.97	1253	7275	6617	0.8065	0.3509	1.768
31	0.000762	18.28	9.332	2464	15.72	983	7376	6060	0.9405	0.3422	1.744
32	4.62E-05	17.87	7.193	2538	8.483	1196	6639	7840	0.6474	0.2948	1.443
33	0.000289	10.91	7.307	2399	15.69	856.3	6271	4941	0.935	0.3262	1.474
34	0.000658	9.38	7.722	2216	26.92	793.6	5782	4218	1.285	0.3678	1.57
35	0.000381	17.48	6.449	1987	21.23	854.9	6309	4435	1.032	0.3763	1.568
36	0.000219	17.54	7.976	3026	22.6	827.8	6954	8968	0.9428	0.3114	1.438
37	0.000312	13.39	7.396	1704	17.54	852.6	7278	4745	0.8155	0.3159	1.457
38	0.000439	19.82	7.379	1341	15.35	952.1	8360	3522	0.9785	0.3349	1.496
39	8.08E-05	13.1	6.697	1932	8.468	1522	12950	5250	0.7662	0.2867	1.364

40	0.0003	13.96	7.873	1944	16.35	852	10370	4722	0.8982	0.3451	1.558
41	9.24E-05	19.57	7.729	3169	12.82	896	10020	8506	0.8783	0.3289	1.454
42	0.000277	18.08	7.465	2135	15.09	1505	14490	7295	0.904	0.2966	1.373
43	0.000139	14.58	6.541	2053	13.19	1045	9077	5527	0.8752	0.2867	1.32
44	0.000427	8.32	6.647	1750	19.21	757.5	10380	3982	0.9583	0.3003	1.344
45	1.15E-05	10.93	6.605	3052	11.47	795	8100	7190	0.7592	0.3041	2.524
46	8.08E-05	7.782	6.078	1832	14.91	919.9	7535	3760	0.9005	0.3378	1.456
47	0.000116	20.07	5.988	3163	16.01	1037	7989	8098	1.001	0.3156	1.429
48	0.001848	13.31	7.654	1504	16.96	853.2	5123	3760	1.026	0.2597	1.302
49	0.00119	17.11	9.546	2401	10.33	676.5	6824	7498	0.5981	0.1832	1.047
50	0.001178	15.82	23.39	1884	19.39	895.5	11010	5752	0.8163	0.1224	0.9005

Bylaag D: vervolg

	Mn 55	Fe 57	Co 59	Ni 60	Cu 63	Zn 66	As 75	Se 82	Rb 85	Sr 88
1	131.2	232.1	0.2331	65.16	9.707	216.4	0.1884	0.438	10.4	6.1
2	75.76	125.1	0.2296	12.72	9.718	204.1	0.201	0.4289	15.61	8.697
3	95.82	106.9	0.1467	3.769	6.263	190.6	0.2053	0.4	10.71	9.672
4	181	94.62	0.1579	2.613	8.515	184.7	0.2168	0.4273	13.1	9.474
5	124.5	88.41	0.1484	2.341	8.455	188.8	0.1732	0.4338	28.05	7.332
6	115.6	86.84	0.1386	2.295	6.271	183.2	0.1128	0.2422	13.83	5.591
7	95.3	82.36	0.144	2.008	6.183	175.9	0.167	0.333	16	7.023
8	202.7	103.9	0.1551	1.776	7.868	180.6	0.1908	0.3646	9.157	9.674
9	106.4	123.7	0.1531	2.26	8.81	183.1	0.1909	0.3817	11.36	10.41
10	425.9	116.5	0.4315	5.028	8.299	177.8	0.1098	0.1916	8.329	21.13
11	106	98.85	0.1576	2.366	11.6	174.6	0.212	0.4304	4.348	14.58
12	333.7	121.4	0.1716	2.812	7.698	163.3	0.1778	0.514	6.763	8.491
13	223.9	108.3	0.1622	2.737	8.309	173.6	0.1754	0.4984	9.246	10.64
14	128	89.5	0.1155	2.251	9.043	170	0.1539	0.4623	13.17	5.556
15	127.9	71.39	0.1471	2.543	7.945	171.1	0.1504	0.3304	18.63	9.594
16	135.5	105.7	0.186	2.374	12.16	177.1	0.104	0.1525	25.79	11.27
17	147.5	89.77	0.1646	2.955	7.32	162.9	0.1753	0.3639	12.35	11.44
18	85.73	92.25	0.1678	1.493	7.645	164.8	0.1707	0.4502	11.35	9.024
19	108.9	89.93	0.1335	1.72	7.217	161.6	0.1694	0.333	9.935	13.78
20	99.07	84.23	0.1302	1.943	6.872	160.7	0.1518	0.3578	19.38	10.49
21	116.2	65.06	0.1678	2.807	6.657	154	0.1567	0.3905	12.42	9.467
22	93.15	53.44	0.1113	2.228	8.398	150.4	0.1416	0.3886	17.71	5.157
23	96.68	62.02	0.1191	3.455	7.857	155	0.1431	0.508	22.13	6.035
24	138.3	56.66	0.1019	2.004	6.079	143.1	0.144	0.3711	25.37	9.039
25	191.1	94.41	0.1456	2.951	6.956	176.9	0.1063	0.1365	13.5	11.07
26	179.4	72.49	0.1096	2.816	7.656	170.6	0.1903	0.3759	11.45	10.04
27	149.4	91.23	0.136	1.883	8.133	172	0.1616	0.4641	21.17	5.597
28	89.69	65.44	0.1342	29.03	8.438	175.9	0.12	0.2881	27.99	4.582
29	120	77.21	0.1353	6.991	9.269	169.1	0.1469	0.263	30.57	5.702
30	184.9	80.08	0.145	4.239	7.112	153	0.1369	0.3252	24.07	7.652
31	226.8	84.38	0.1254	3.205	5.862	147.8	0.1258	0.3288	28.9	6.817
32	105.1	50.27	0.1071	2.595	7.311	155.8	0.118	0.2478	18	9.712
33	141.3	50.77	0.1149	2.42	5.723	143.7	0.1084	0.2694	16.92	6.911
34	63	71.99	0.09449	1.708	6.319	141.1	0.1094	0.245	15.25	6.005
35	74.52	77.86	0.1007	2.059	5.99	143.9	0.1259	0.2957	15.88	6.675
36	123.2	66.72	0.1095	2.828	6.107	144.7	0.1313	0.2558	18.1	12.37
37	79.7	65.2	0.09142	2.055	6.288	141	0.1091	0.3169	9.21	5.907
38	54.73	63.51	0.08941	1.629	5.808	143.2	0.1044	0.3244	10.89	3.04
39	53.06	50.97	0.09462	2.079	10.86	155.4	0.1037	0.2698	19.38	5.444

40	57.41	52.82	0.1342	1.973	9.248	144.1	0.1164	0.3001	16.69	5.066
41	82.26	53.74	0.1164	2.168	6.795	140	0.1424	0.3396	25.02	11.07
42	61.68	55.75	0.1226	2.639	15.45	149.2	0.1208	0.269	47.17	7.973
43	109.6	58.47	0.1293	2.168	6.181	138.7	0.1072	0.3093	24.71	6.66
44	79.95	56.36	0.1124	2.003	5.663	140.5	0.1022	0.2893	12.61	7.742
45	72.77	48.5	0.1225	2.604	7.275	138.5	0.121	0.2518	9.471	15.27
46	51.65	54.48	0.1038	1.289	5.667	139.4	0.1154	0.2299	16.08	5.684
47	51.54	48.21	0.1001	1.168	6.062	138.7	0.1458	0.2215	13.17	10.81
48	635	75	0.1198	2.2	6.285	130.9	0.1034	0.2833	7.516	5.592
49	751.3	47.22	0.1529	2.246	6.702	138.4	0.09475	0.1856	8.636	12.39
50	513.5	69.62	0.1126	2.497	5.741	150.4	0.05792	0.08939	14.46	8.942

Bylaag D: vervolg

	Mo 95	Pd 105	Ag 107	Cd 111	Sn 118	Sb 121	Ba 137	Pt 195	Au 197	Hg 202
1	17.27	0.01976	0.2536	0.04734	7.902	0.07409	12.2	ND	0.1484	0.1401
2	3.395	0.02105	0.3134	0.01312	7.357	0.05915	7.534	ND	0.08681	0.08954
3	1.043	0.02172	0.1067	0.005442	7.226	0.04982	6.492	ND	0.05396	0.07651
4	0.4826	0.0183	0.2495	0.007552	7.644	0.0497	8.639	ND	0.04311	0.06647
5	0.5015	0.01663	0.2406	0.01236	7.634	0.04975	8.466	ND	0.03359	0.06265
6	0.4268	0.01122	0.1946	0.005231	7.319	0.04459	3.437	ND	0.0193	0.06178
7	0.5719	0.01413	0.1258	0.007425	7.745	0.04395	5.684	ND	0.03167	0.0558
8	0.3778	0.01719	0.1967	0.0139	7.448	0.05504	25.19	ND	0.01927	0.05774
9	0.7811	0.019	0.3278	0.01428	8.047	0.06241	17.37	ND	0.01756	0.05886
10	0.3953	0.03803	0.2304	0.01173	7.19	0.08233	30.08	ND	0.01051	0.05397
11	0.5373	0.02402	0.3232	0.007784	7.25	0.05782	12.33	ND	0.0154	0.05296
12	0.3808	0.01873	0.09955	0.009893	9.191	0.04954	10.02	ND	0.0123	0.05795
13	0.3483	0.01965	0.3022	0.02019	7.707	0.04652	15.16	ND	0.01197	0.05378
14	0.3233	0.01246	0.1806	0.01363	8.169	0.06119	7.792	0.00756	0.01751	0.06201
15	0.4696	0.01715	0.2568	0.01177	7.463	0.05981	11.77	ND	0.008387	0.0577
16	0.5667	0.01611	0.2645	0.01091	7.262	0.04932	15.65	ND	0.005501	0.04972
17	0.3517	0.01931	0.2439	0.01169	6.988	0.04993	17.78	ND	0.007975	0.05458
18	0.3933	0.0153	0.08129	0.008628	8.332	0.06215	15.11	ND	0.006674	0.05328
19	0.4556	0.01996	0.1068	0.008501	7.463	0.04959	10.71	ND	0.005759	0.05201
20	0.4998	0.01933	0.2221	0.004556	9.601	0.04903	9.575	ND	0.009598	0.05653
21	0.2721	0.01605	0.05657	0.03247	8.405	0.0414	22.67	ND	0.003697	0.05047
22	0.3356	0.01061	0.09359	0.005105	7.727	0.04177	13.23	ND	0.003929	0.04678
23	0.3938	0.01286	0.1709	0.01392	7.471	0.04339	7.194	ND	0.005617	0.05371
24	0.4292	0.01537	0.09233	0.01133	9.115	0.04157	14.42	ND	0.006068	0.05161
25	0.4371	0.02039	0.2376	0.008794	7.009	0.04346	16.45	0.00458	0.06716	0.1125
26	0.3355	0.01976	0.08691	0.01318	6.591	0.03989	12.9	ND	0.05634	0.1521
27	0.432	0.01217	0.3065	0.01393	7.358	0.04598	15.5	ND	0.03015	0.09313
28	8.015	0.009771	0.1619	0.02006	6.214	0.04796	11.12	ND	0.01603	0.06405
29	1.709	0.01089	0.2049	0.01179	4.815	0.04959	7.74	ND	0.01092	0.06702
30	0.5431	0.01377	0.06558	0.01616	4.591	0.04113	12.79	ND	0.01018	0.06318
31	0.5844	0.01046	0.04193	0.006741	5.047	0.03927	12.65	ND	0.00735	0.06535
32	0.4668	0.0121	0.2053	0.00817	4.183	0.036	13.46	ND	0.007898	0.05345
33	0.4193	0.01215	0.1236	0.002958	4.153	0.03812	9.807	ND	0.00785	0.08799
34	0.2583	0.009292	0.2684	0.008532	6.937	0.04061	7.491	ND	0.004943	0.09437
35	0.4637	0.01078	0.168	0.01511	5.039	0.04069	9.738	ND	0.0048	0.05227
36	0.2771	0.01697	0.1019	0.009438	4.429	0.03786	9.757	ND	0.008898	0.05714
37	0.3273	0.009114	0.128	0.004085	4.431	0.03846	6.527	ND	0.004193	0.05042
38	0.4018	0.01533	0.07114	0.003079	4.95	0.03898	10.79	ND	5.561	0.1603
39	0.3041	0.01091	0.1576	0.004447	4.218	0.03604	6.242	ND	0.1337	0.05119

40	0.2753	0.00851	0.2745	0.006138	4.17	0.04015	5.686	ND	0.03233	0.05184
41	0.3413	0.01492	0.03084	0.004548	3.659	0.03717	14.36	ND	0.01489	0.05091
42	0.6305	0.01263	0.2096	0.01646	5.091	0.04063	15.09	ND	0.01013	0.07969
43	0.478	0.009647	0.06075	0.02811	5.426	0.03406	22.88	ND	0.006945	0.04752
44	0.2429	0.01109	0.09697	0.006158	5.265	0.04052	8.466	ND	0.006349	0.05342
45	0.3555	0.02173	0.1927	0.005816	5.022	0.03936	22.84	ND	0.004598	0.111
46	0.6178	0.00851	0.06457	0.004628	5.32	0.04574	7.599	ND	0.00517	0.05119
47	0.577	0.01565	0.09403	0.006399	4.793	0.04332	16.01	ND	0.00374	0.04889
48	0.2957	0.01038	0.08795	0.00495	5.567	0.0341	14.2	ND	0.003407	0.05368
49	0.5345	0.01855	0.158	0.008009	5.427	0.03327	35.31	ND	0.002478	0.05004
50	0.5729	0.01597	0.05464	0.008935	5.974	0.03436	25.33	ND	0.01055	0.04963

Bylaag D: vervolg

	Hg 202	Tl 205	Pb 208	Bi 209	Th 232	U 238
1	0.1401	0.0696	0.2756	0.004885	0.02898	0.01231
2	0.08954	0.04626	0.1946	0.00461	0.01357	0.01483
3	0.07651	0.02486	0.2119	0.003567	0.01308	0.0186
4	0.06647	0.02219	0.2452	0.003703	0.017	0.01221
5	0.06265	0.02227	0.2188	0.003724	0.01193	0.006599
6	0.06178	0.01356	0.1947	0.002884	0.0121	0.008977
7	0.0558	0.01192	1.116	0.003035	0.01162	0.006113
8	0.05774	0.008937	0.3654	0.004706	0.0153	0.01163
9	0.05886	0.01121	0.2994	0.005636	0.02078	0.01442
10	0.05397	0.008586	0.2309	0.003188	0.01252	0.01042
11	0.05296	0.007777	0.2411	0.003675	0.01626	0.05465
12	0.05795	0.01628	0.2264	0.003769	0.01697	0.01829
13	0.05378	0.02499	0.2888	0.003491	0.01976	0.01281
14	0.06201	0.0207	0.2284	0.002992	0.01701	0.006258
15	0.0577	0.01688	0.2236	0.00356	0.01744	0.005112
16	0.04972	0.009277	0.1932	0.003049	0.01506	0.005742
17	0.05458	0.01148	0.2499	0.003708	0.0134	0.005069
18	0.05328	0.008438	0.3447	0.004838	0.02496	0.008817
19	0.05201	0.005388	0.2661	0.004132	0.01381	0.007813
20	0.05653	0.004307	0.2243	0.02114	0.02124	0.00681
21	0.05047	0.02411	0.2257	0.003426	0.02392	0.004684
22	0.04678	0.04486	0.2432	0.003475	0.01212	0.004494
23	0.05371	0.04317	0.2021	0.002992	0.02414	0.003861
24	0.05161	0.05199	0.2447	0.003407	0.03087	0.02774
25	0.1125	0.04954	0.1827	0.002692	0.0115	0.00507
26	0.1521	0.03742	0.183	0.001784	0.009407	0.003149
27	0.09313	0.0374	0.2192	0.002926	0.01759	0.004328
28	0.06405	0.03664	0.1967	0.002752	0.01651	0.002514
29	0.06702	0.03663	0.2786	0.002831	0.01157	0.004325
30	0.06318	0.04471	0.1725	0.002804	0.01103	0.005247
31	0.06535	0.008598	0.191	0.003062	0.02761	0.00407
32	0.05345	0.01511	0.1346	0.00169	0.004968	0.002731
33	0.08799	0.01128	0.1755	0.002513	0.01159	0.003707
34	0.09437	0.01717	0.1986	0.00266	0.01516	0.003754
35	0.05227	0.01686	0.1942	0.003109	0.01619	0.004988
36	0.05714	0.1055	0.1974	0.002218	0.009861	0.005403
37	0.05042	0.007856	0.1919	0.003079	0.01034	0.004265
38	0.1603	0.00799	0.2006	0.00311	0.01609	0.005263
39	0.05119	0.03853	0.1607	0.002173	0.00715	0.005793

40	0.05184	0.02049	0.1881	0.003308	0.01223	0.00413
41	0.05091	0.008954	0.1515	0.002774	0.008631	0.004666
42	0.07969	0.0692	0.1835	0.002829	0.009783	0.003226
43	0.04752	0.01773	0.1862	0.003071	0.01473	0.003776
44	0.05342	0.008492	0.3074	0.003107	0.03615	0.009178
45	0.111	0.01098	0.1638	0.002821	0.01149	0.003778
46	0.05119	0.01044	0.216	0.004147	0.01933	0.003779
47	0.04889	0.004922	0.2184	0.003685	0.01663	0.00482
48	0.05368	0.004	0.2028	0.002575	0.01458	0.007455
49	0.05004	0.006578	0.1849	0.001878	0.02017	0.005198
50	0.04963	0.01322	0.1769	0.002325	0.01534	0.004907